INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE

CARTE PÉDOGÉOCHIMIQUE DE LA FRANCE

PAR

Georges PÉDRO et **Mlle Sylviane SCHÉRER**

LÉGENDE

Aires ne présentant pas d'évolution pédogéochimique caractéristique :

Formations superficielles jeunes (alluvions fluviatiles récentes - alluvions marines - dunes)

Aires caractérisées par une évolution pédogéochimique bien déterminée,

Les 4 grands types de milieux pédogéochimiques :

(I) Milieu **aluminisé** (présence d'aluminium mobile dans le complexe d'altération)

(II) Milieu **désaturé** (existence d'un complexe absorbant plus ou moins désaturé)

(III) Milieu **équilibré** (présence d'un complexe absorbant saturé ou très faiblement désaturé)

(IV) Milieu **calcimorphe** (existence d'une réserve de carbonate de calcium dans le solum)

ECHELLE : 1/1. 750. 000

0 50 100 Km

Extrait des Annales Agronomiques (n° 1 - 1974)

IMPRIMERIE LOUIS-JEAN – 05002 GAP

Réalisation graphique : J. CORNET - S. E. S. Montpellier

annales agronomiques

Bimestriel

1974

Vol. 25 . N° 1

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE

Reproduction, même partielle, interdite sans autorisation des auteurs
et de l'Institut national de la Recherche agronomique
à l'exception des résumés

Ann. agron., 1974, **25** (1), 1-23.

APPRÉCIATION D'UN ÉTAT D'AÉRATION PAR L'UTILISATION DE TECHNIQUES ÉLECTROCHIMIQUES. PRINCIPES ET OBSERVATIONS

M. VILAIN et J.-P. DRUELLE
avec la collaboration technique de J. VANDECASTEELE

Station d'Agronomie, I. N. R. A.,
273, rue de Cambrai,
62000 Arras

RÉSUMÉ

Après avoir retenu le concept « état d'aération », il est proposé deux méthodes électrochimiques pour l'apprécier.

Le principe des mesures et les adaptations rendues nécessaires par la nature du milieu sont exposés.

A partir de quelques états d'aération artificiellement créés, on montre comment elles traduisent l'influence de différents facteurs.

INTRODUCTION

L'aération ne se limite pas uniquement au renouvellement de l'atmosphère du sol. Une connaissance de celle-ci basée sur la nature, la concentration des gaz ou leur vitesse de transfert en phase gazeuse est insuffisante. Il est d'ailleurs exceptionnel de rencontrer des teneurs qui s'écartent notablement de la normale. La présence de gaz toxiques à faible dose (SMITH et RUSSEL, 1969) n'est que très rarement signalée.

Aussi est-il préférable de considérer l'état d'aération du sol qui peut être défini par un ensemble de caractéristiques dont certaines sont des variables d'état : structure, degré de saturation, température, taux de matière organique, alors que d'autres sont des variables de flux : concentration de l'oxygène gazeux et dissous, métabolisme microbien.

Le système n'est jamais en équilibre en raison de la multiplicité des causes de variation.

La mesure de chacun des facteurs pris individuellement, ne donne qu'une connaissance fragmentaire de l'état d'aération. Il est préférable d'utiliser des techniques qui les intègrent et retiennent dans leurs résultats l'effet de ces interactions.

Le propos de cette étude est de présenter deux techniques électrochimiques : la mesure de la vitesse de diffusion de l'oxygène qui traduit la capacité d'approvisionnement en oxygène de la racine, et la mesure du potentiel redox du sol. Ces techniques appliquées à l'appréciation de l'état d'aération de certaines situations, permettent de dégager un ensemble d'observations.

I. — PRINCIPES ET MÉTHODES ÉLECTROCHIMIQUES

A. — *Polarographie et mesure de la vitesse de diffusion de l'oxygène*

Si deux électrodes sont introduites dans une solution électrolytique, l'une utilisée comme électrode de référence et l'autre comme électrode indicatrice et qu'une différence de potentiel soit imposée, une réduction s'opère à la cathode et une oxydation à l'anode. En milieu oxygéné, dès que le potentiel de l'électrode polarisable atteint —0,200 V, la réduction de l'oxygène débute et donne naissance à un courant.

Le nombre de molécules d'oxygène réduit augmente avec le potentiel. La réduction de l'hydrogène commence au-delà de —0,800 V.

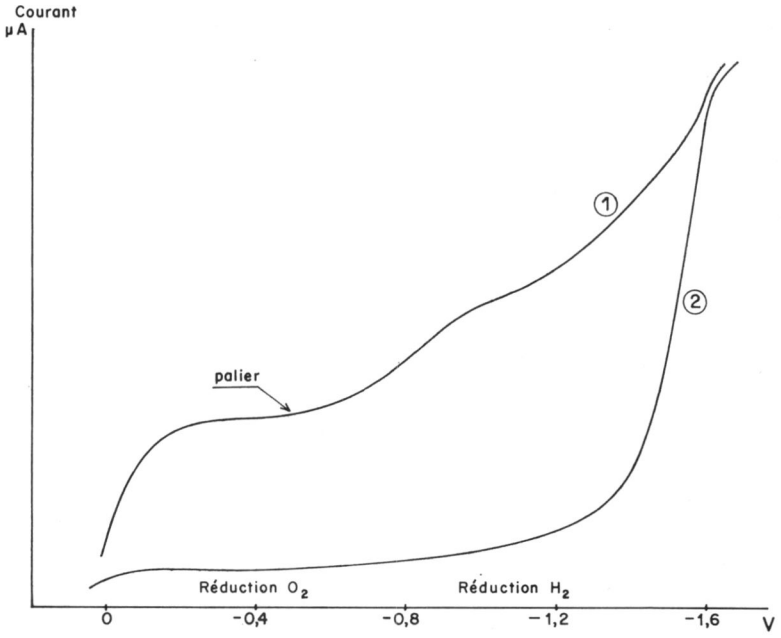


FIG. 1. — *Polarogramme de l'oxygène*

① KCl 0,05 N saturée avec de l'air
② KCl 0,05 N après barbottage d'N_2

Les deux réactions se traduisent par les équations suivantes (KOLTHOFF et LINGANE, 1952) :

$$O_2 + 2\,H_2O + 4\,e \longrightarrow 4\,OH^- \quad E_0 = 0{,}401\ V.$$
$$2\,H^+ + 2\,e \longrightarrow H_2 \quad E_0 = 0{,}000\ V.$$

La courbe représentative de l'intensité du courant de réduction en fonction de la tension imposée est appelée polarogramme (fig. 1). Dans la zone où l'intensité du courant est indépendante du voltage, la concentration en oxygène dissous et sa vitesse de diffusion vers la cathode sont les seuls facteurs qui la limitent.

LEMON et ERICKSON (1955) ont suggéré de retenir cette technique pour apprécier les caractéristiques de diffusion de l'oxygène vers la racine (fig. 2). Ils préconisent l'utilisation d'une microélectrode de platine enfoncée dans le sol. Par sa forme, ses dimensions, son fonctionnement, cette électrode présente une analogie certaine avec une racine consommatrice d'oxygène.

En effet, on peut assimiler la racine à un cylindre entouré d'une zone de contact à dominante liquide, variable avec l'état de saturation du milieu (fig. 3 et 4). L'oxy-

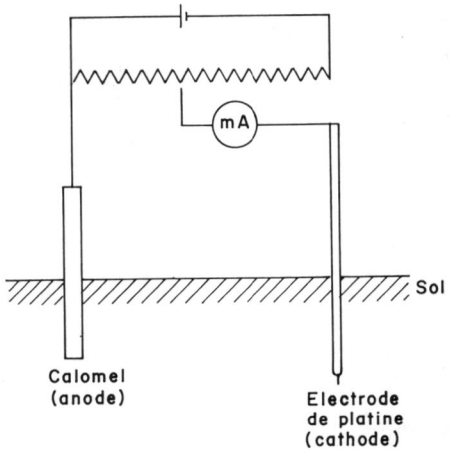


FIG. 2. — *Dispositif de mesure de l'O. D. R.*

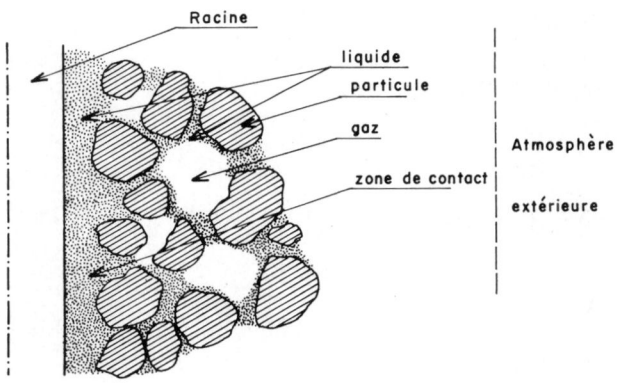


FIG. 3. — *Géométrie du système racine-milieu*

gène de l'atmosphère extérieure diffuse en phase gazeuse se dissout et diffuse dans cette zone vers la surface de la racine. Notons que la concentration et la vitesse de diffusion de l'oxygène dans l'eau sont respectivement de 30 et 10 000 fois plus faibles dans cette phase que dans l'atmosphère (DANFORS, 1962).

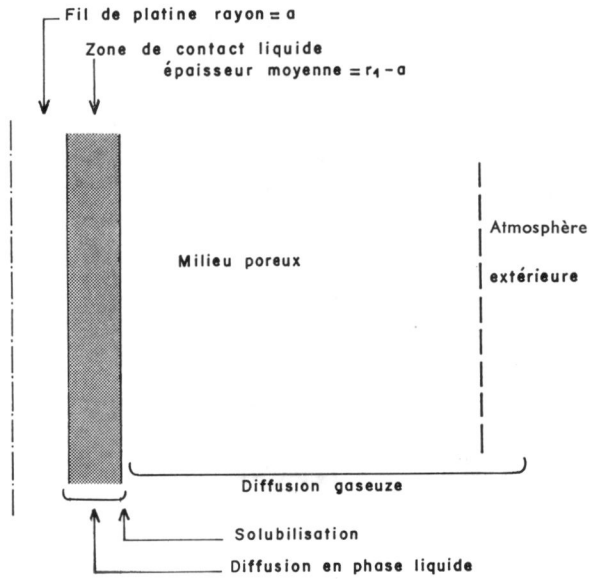


FIG. 4. — *Géométrie idéalisée*

Si nous appliquons au système l'équation générale de diffusion en coordonnées cylindriques :

$$\frac{\partial^2 C}{\partial r^2} + \frac{1}{r}\frac{\partial C}{\partial r} = o$$

Les conditions aux limites étant :

$C = o$ pour $r = a$ (réduction instantanée au contact de l'électrode de rayon a) ;
$C = C_1$ pour $r = r_1$ (C_1 concentration en oxygène dissous et r_1 distance entre l'axe de l'électrode et l'interface air-eau).

Après intégration de l'équation (voir Annexe), la valeur du gradient de concentration à la surface du cylindre est :

$$\left(\frac{\partial C}{\partial r}\right)_{r=a} = \frac{C_1}{a \operatorname{Log}(r_1/a)}$$

Le flux d'oxygène qui parvient à la surface du platine aura pour expression :

$$f = D'_1 \left(\frac{\partial C}{\partial r}\right)_{r=a}.$$

Le coefficient de diffusion D'_1 tient compte de la réduction du flux imposée par la présence du milieu poreux. Son expression est de la forme :

$$D'_1 = f(D'_0, \varepsilon, T)$$

avec D'_0 : coefficient de diffusion dans l'eau pure ;
ε : porosité du milieu ;
T : tortuosité du milieu.

Plusieurs formules ont été proposées pour calculer le coefficient D'_1 (PENMAN, 1940; MILLINGTON, 1960 ; VILAIN-DRUELLE, 1970).

Le flux donne naissance à un courant de réduction (fig. 5) dont l'expression est la suivante :

$$I = nFAf = nFAD'_1 \frac{\partial C}{\partial r}$$

I : intensité en ampères ;
n : nombre d'électrons engagés dans la réaction ($n = 4$) ;
A : surface active de l'électrode en cm² ;
F : nombre de Faraday : 96 500 coulombs ;
D'_1 : coefficient de diffusion en cm² sec^{-1} ;
$\frac{\partial C}{\partial r}$: gradient de concentration en moles cm^{-1}.

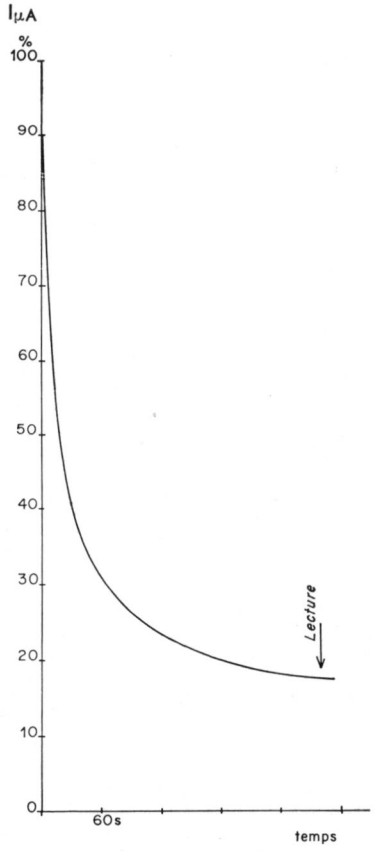


FIG. 5. — *Relation courant-temps*

Il advient

$$O.\ D.\ R. = \frac{0,5}{A} I$$

O. D. R. : vitesse de diffusion de l'oxygène (10^{-8} g cm^{-2} mn^{-1}) ;
A : surface active de l'électrode cm^2 ;
I : intensité en micro ampères.

Cette quantité représente la capacité d'approvisionnement en oxygène pour la racine qui intègre la diffusion en phase gazeuse, la dissolution et le transfert en phase liquide. Cette relation permet d'accorder un rôle important à l'oxygène dissous, la croissance des plantes étant en association plus étroite avec l'oxygène sous cette forme (RUSSELL et APPLEYARD, 1915).

A partir des équations précédentes, il est possible de calculer d'une manière théorique des épaisseurs moyennes de la zone de contact liquide entourant la racine, en fonction de la porosité du sol pour les deux valeurs suivantes de l'O. D. R. :

20 et 40 10^{-8} g cm^{-2} mn^{-1}

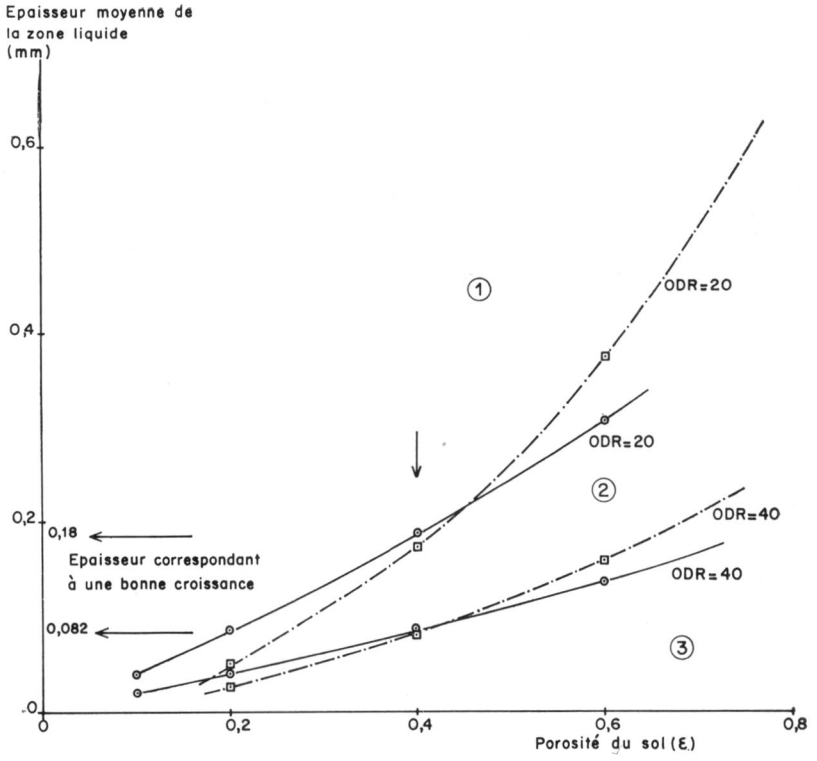


FIG. 6. — *Épaisseur de la zone liquide en fonction de la porosité du sol*
(Diamètre de la racine : 1 mm)

① : Zone où l'aération est déficiente
② : Zone où l'aération est satisfaisante
③ : Zone où l'aération est supérieure aux besoins

Courbes { ——— $D' = 0,66\ D'_0\ \varepsilon$
— · — · — $D' = D'_0\ \varepsilon^{3/2}$

Ces deux valeurs définissent un intervalle où la croissance des végétaux est considérée comme satisfaisante par de nombreux auteurs (fig. 6).

Les données utilisées sont les suivantes :

— diamètre de la racine $a = 1$ mm ;
— concentration en oxygène dissous (en équilibre avec 20,8 p. 100 en phase gazeuse) $C_1 = 8{,}38\ 10^{-6}$ g/cm³ ;
— $D'_1 = D_0\ 0{,}66\ \varepsilon$, $D'_0 = 2{,}1\ 10^{-5}$ cm² sec⁻¹.

Les valeurs issues de ce calcul apparaissent comme raisonnables, ce qui permet d'accorder un certain crédit à la théorie proposée.

B. — *Mesure du potentiel rédox d'un sol*

Il existe dans le sol de nombreux systèmes d'oxydo-réduction en constante évolution. Celle-ci dépend de nombreux facteurs physiques, chimiques et biologiques tels que l'eau, la température, la concentration gazeuse, l'acidité, l'énergie disponible et l'importance des populations microbiennes. Ces systèmes ont entre-eux des interactions. Le potentiel résultant, celui du sol, est pour une large part le reflet de l'antagonisme entre substances réductrices et oxygène, l'oxygène reste le facteur déterminant.

Pour de faibles concentrations en oxygène (de l'ordre de 5 p. 100), les principaux systèmes (NO_3^-/NO_2^-, Mn^{4+}/Mn^{2+}, Fe^{3+}/Fe^{2+}, S^{4+}/S^0) évoluent vers des formes réduites.

Le système ferreux-ferrique est retenu pour « situer » la transition entre les conditions oxydantes et réductrices. Le changement de couleur qui l'accompagne sert alors d'indication.

La mesure du potentiel peut être retenue comme technique permettant de préciser un état d'aération bien qu'elle n'apporte aucun élément quant à la capacité de réduction ou d'oxydation.

Le potentiel rédox d'un tel milieu sera mesuré à l'aide d'un système constitué d'une électrode indicatrice et d'une électrode de référence non polarisable enfoncées directement dans le sol (fig. 7).

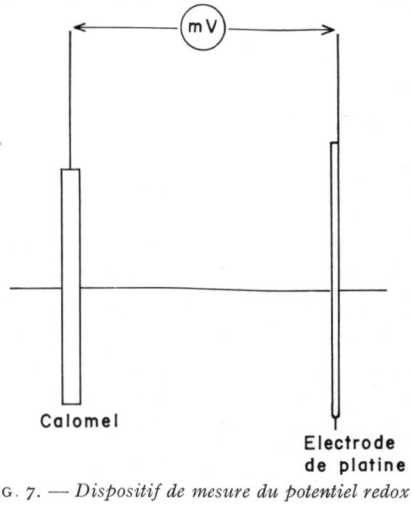


FIG. 7. — *Dispositif de mesure du potentiel redox*

La mesure du potentiel rédox, utilisée principalement dans les sols inondés (ARMSTRONG, 1967), nécessite le même matériel que celle de l'O. D. R. Nous l'avons retenue comme élément complémentaire dans l'appréciation d'un état d'aération.

II. — PROBLÈMES POSÉS PAR L'UTILISATION DE CES MÉTHODES DANS LE SOL : DIFFICULTÉS ET ADAPTATION

L'utilisation de ces méthodes dans le sol entraîne des difficultés propres à chacune et nécessite la standardisation des mesures.

A. — *Difficultés pour la mesure de l'O. D. R.*

On constate qu'au-dessous d'une certaine saturation, le palier du polarogramme (fig. 1) se déplace et peut disparaître complètement (Mac INTYRE, II, 1966). La vitesse de diffusion de l'oxygène reste cependant le facteur qui gouverne le courant.

La résistance électrique entre les deux électrodes entraîne une chute du potentiel imposé (KRISTENSEN, 1966). La comparaison et l'interprétation des résultats venant d'expériences différentes impliquent le choix d'un potentiel effectif standard (BIRKLE, 1964).

La réduction de l'oxygène est un phénomène de surface. Au-dessous d'une certaine humidité, variable avec la texture et la structure du milieu, le film d'eau qui entoure l'électrode est rompu. Mac INTYRE (1966), dans une série d'expériences avec des électrodes de diamètre différent, montre que la rupture se produit à un taux d'humidité plus bas pour les électrodes les plus minces.

Après un maintien prolongé dans le sol, la surface de l'électrode se recouvre de dépôts chimiques qui altèrent sa faculté de réduction. Certains auteurs (RICKMAN, 1968) avancent l'hypothèse de la formation d'oxydes de platine. L'empoisonnement résultant diminue la sensibilité du capteur et nécessite une régénération périodique de sa surface au moyen de traitements oxydants, électrolytiques ou abrasifs.

Les produits issus de la réduction doivent s'éliminer par une diffusion inverse. Celle-ci se trouve freinée dans certaines conditions du sol et exclut la répétition immédiate de la mesure (LEMON et KRISTENSEN, 1960).

B. — *Difficultés pour la mesure du potentiel rédox*

La mesure du potentiel ne dépend pas de la surface totale de l'électrode ; elle suppose une bonne continuité électrique avec le milieu.

Le sol est un système à faible capacité d'oxydo-réduction. La mesure de son potentiel pose quelques problèmes quant à la validité des résultats. L'électrode de platine, par son mode de construction et des traitements antérieurs, garde une mémoire et oppose une certaine inertie à la mise en équilibre avec le potentiel d'un milieu non tamponné (DEIBNER et MOURGUES, 1967).

Avant toute expérience, chaque lot de capteurs doit subir un traitement préalable qui efface l'influence des antécédents.

C. — *Adaptations et standardisation des mesures*

Les difficultés précédentes conduisent à rechercher des solutions susceptibles de s'en affranchir. Une standardisation du matériel et des techniques de mesure est mise en œuvre pour tenter d'y parvenir.

L'électrode indicatrice est constituée d'un fil de platine poli de 1 mm de diamètre et de 6,5 mm de longueur, soudé sur un fil de cuivre. La soudure et le conducteur de cuivre sont enrobés d'une résine synthétique durcissable à froid.

L'électrode de référence est une électrode au calomel dans le chlorure de potassium saturé, son potentiel par rapport à l'électrode à hydrogène est de + 244 mV à 20 °C.

Avant utilisation, les électrodes indicatrices subissent différents traitements et tests. On procède à un décapage mécanique de la surface à l'aide d'une poudre à récurer légèrement humide, suivi d'un lavage à l'eau courante durant deux heures. Après essuyage, les électrodes sont conservées à l'air.

Juste avant l'emploi, les électrodes sont testées, d'abord dans une solution tampon rédox de Michaelis dont le potentiel est de 406 mV à 20 °C, puis dans l'eau de ville, système à faible capacité rédox, où elles séjournent durant douze heures. Les écarts tolérés sont respectivement de ± 1 mV et ± 20 mV. Les électrodes sont ensuite enfoncées en force dans le sol.

La mesure du potentiel rédox avec un appareil à très forte impédance, précède toujours celle de l'O. D. R. qui nécessite une polarisation de l'électrode indicatrice (fig. 8). Celle-ci est de — 650 mV par rapport à la référence. La lecture du courant

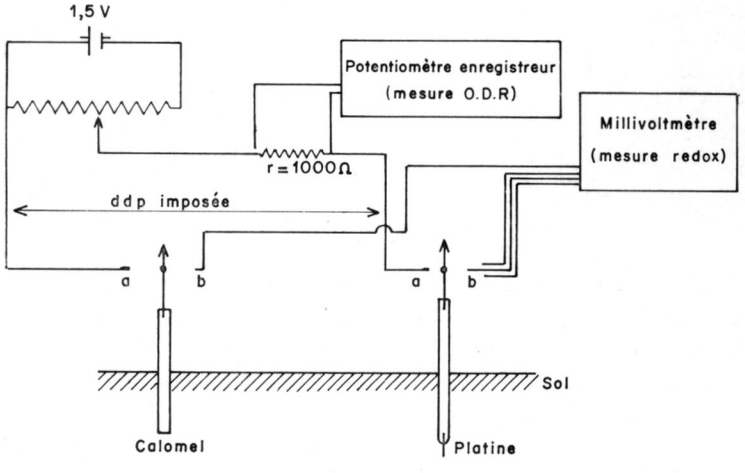


FIG. 8. — *Circuit de mesures associées*

d'équilibre s'opère trois minutes après la mise sous tension du circuit de polarisation. Une mesure de résistivité entre couple d'électrodes permet de déceler les mauvais contacts; ceux-ci sont plus sensibles sur la mesure de l'O. D. R. et se traduisent par des potentiels négatifs fugaces et des O. D. R. très faibles. Le contact entre l'électrode au calomel et le sol, qui s'effectue par un pont de KCl saturé, est très rarement défectueux.

Notre dispositif pemet la réalisation de mesures journalières et leur obtention par un dispositif entièrement programmable et automatique.

L'influence de la température sur la mesure du potentiel rédox s'exerce à la fois sur le potentiel de la cellule de référence et sur le potentiel propre du sol. Ils diminuent respectivement de 0,6 mV et 0,5 à 1 mV pour une augmentation de 1 °C. L'influence est donc généralement négligeable.

La température influence d'une manière différente et opposée le coefficient de diffusion et la solubilité de l'oxygène. Une série de courbes empruntée à LUXMOORE et SOLZY (1972), résume cette intervention (fig. 9) ; ces auteurs proposent une variation globale de 1,4 à 2,4 p. 100 par degré. Un correctif moyen de 2 p. 100 par degré peut être retenu.

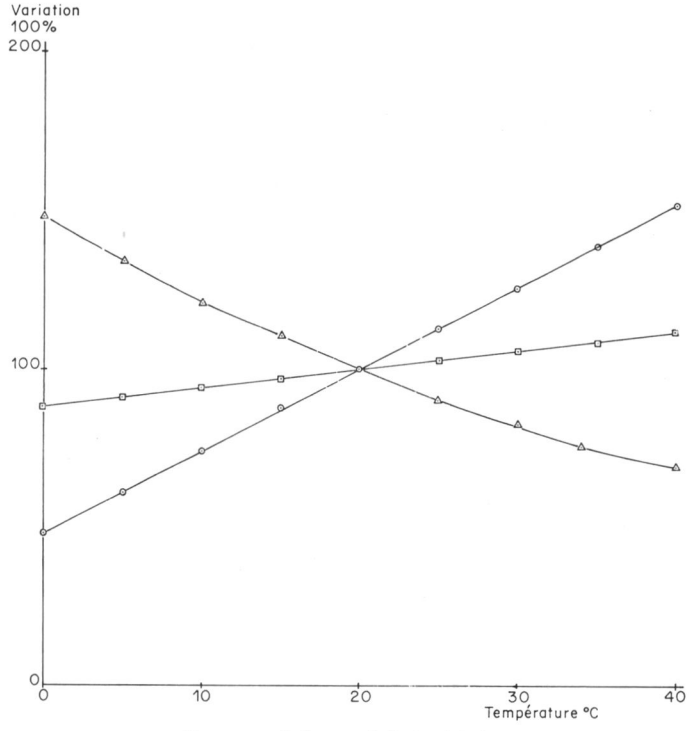


FIG. 9. — *Influence de la température*
d'après MILLINGTON, International Critical tables,
Dittmer et Grebe (cité par LUXMOORE et SOLZY)
○ $D^{O_2}_{air}$ = 0,201 4 cm² sec⁻¹ (20°C = 100)
□ $D'^{O_2}_{eau}$ = 2,10 × 10⁻⁵ cm² sec⁻¹ (20°C = 100)
△ D_2 dissous = 0,031 32 ml/ml (cond. normales = 100)

Le problème de la validité dans le temps des mesures est assez difficile à aborder et à surmonter, surtout pour les conditions extérieures. Certains auteurs ont avancé l'hypothèse d'un abaissement des valeurs au cours du temps. Il est toujours malaisé de dissocier l'influence de ce « vieillissement » avec l'évolution naturelle d'un potentiel.

Dans nos études, nous avons toujours cherché à obtenir une valeur moyenne à

partir d'une dizaine de mesures. Les capteurs sont testés dans une solution de référence à la fin de chaque série d'expériences.

A titre d'exemple, une étude de dispersion des résultats est rapportée. Elle est faite sur neuf électrodes implantées sur une surface, la plus homogène possible, d'une superficie de 7 m². Elle est poursuivie durant quatre mois et donne lieu à des mesures journalières (fig. 10). La dispersion est présentée par l'intervalle de confiance au seuil de 0,05. Lors de la mise en place, cet intervalle, pour une mesure égale à 100, était de 2 p. 100; il atteint 10 p. 100 en fin d'expérience.

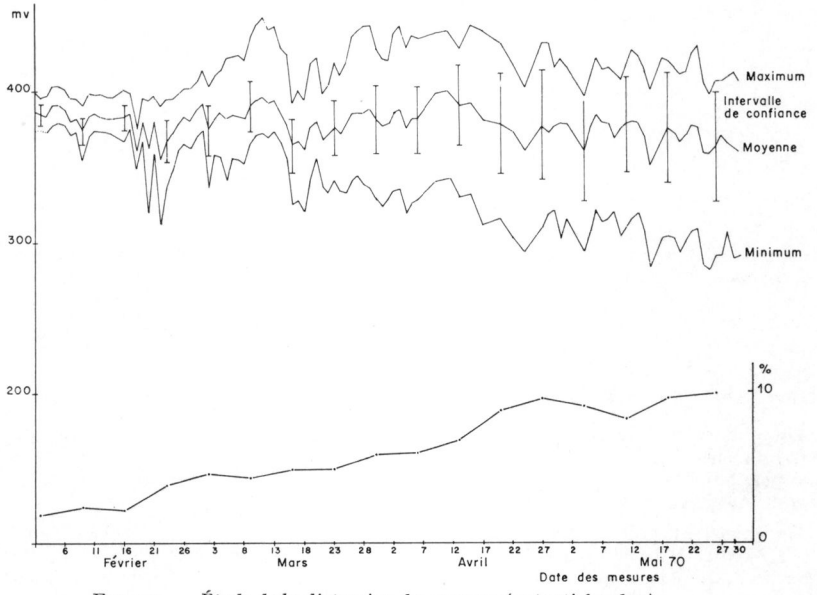


FIG. 10. — *Étude de la dispersion des mesures* (potentiel redox)

Il n'est pas raisonnable d'attendre une précision supérieure pour une méthode de cette nature.

III. — EXEMPLES D'UTILISATION DES MÉTHODES ET EXAMEN DES DIVERS FACTEURS CONDITIONNANT L'ÉTAT D'AÉRATION

A. — *Principes d'expérimentation et protocole*

L'état d'aération d'un sol peut évoluer au cours du temps, spécialement sous l'effet des conditions climatiques. Il est particulièrement difficile de saisir un état déterminé et de le « situer » dans le temps et dans l'espace. Nous avons donc été conduits à choisir quelques situations bien caractérisées en ne modifiant, si possible, qu'un facteur à la fois, d'une manière déterminée et radicale, afin de provoquer une évolution orientée et de pouvoir relier les causes et les effets.

Malgré ceci, la modification résultante a souvent des répercussions complexes sur l'ensemble des facteurs qui détermine l'état d'aération.

L'expérimentation opérée en conditions extérieures nous a permis de tenir compte des effets cumulatifs tels que pluie et température.

Parmi les facteurs conditionnant l'état d'aération, seuls les plus facilement modifiables ont été retenus : porosité, degré de saturation, taux de matière organique, activité microbienne et teneur en gaz.

En plein champ, le dispositif utilisé comportait une série de petites parcelles d'une superficie de 7 m². Sur chacune, certaines interventions sont possibles : installation d'une nappe profonde entretenue, d'une nappe superficielle maintenue, apport important de matière organique. Elles sont toujours très caractérisées.

De nombreux capteurs sont répartis sur l'ensemble de la surface de la parcelle et permettent d'effectuer les mesures souhaitées. D'une appréciation ponctuelle, on tend à déduire une appréciation moyenne de l'état d'aération d'une couche donnée. Celle-ci est généralement rapprochée d'indices définissant l'environnement : la température, l'humidité suivie par des sondes conductimétriques, les relevés climatiques.

Le sol utilisé a les caractéristiques suivantes :

	P. 1 000
Argile	198
Limons	560
Sables fins	75
Sables grossiers	167
Calcaire total	180
Matière organique	21

Certaines expériences sont réalisées en vase clos au laboratoire, lorsque l'oxygène est l'un des paramètres considérés.

B. — *Dispositifs utilisés*

En plein champ, les situations suivantes ont été retenues :

a) Un apport continu d'eau maintient une nappe superficielle pendant une période de cinq mois à la surface de la parcelle. On suit l'évolution du redox et de l'O. D. R. à la profondeur de 15 cm pendant la période de submersion et la phase de ressuyage qui lui fait suite. La courbe représentative est la moyenne de douze mesures (fig. 11).

b) On maintient, grâce à une bâche placée en profondeur, une nappe dont on peut régler la hauteur. L'évolution de l'état d'aération est apprécié à partir des deux types de mesures effectuées aux niveaux —15 cm et —35 cm, durant les diverses phases d'intervention (fig. 12).

c) On observe l'évolution de l'état d'aération d'une parcelle pendant la période pluvieuse de l'été 1969. De très nombreux capteurs sont utilisés (26) ; les mesures sont rapprochées d'une appréciation moyenne de l'humidité et du relevé pluviométrique (fig. 13).

d) Pour étudier l'influence de certains paramètres, en particulier celle de la concentration de l'oxygène, l'étude est poursuivie en laboratoire. Un sol saturé d'eau et recouvert d'une nappe, est maintenu dans une enceinte fermée (fig. 15). Un dispositif de succion permet le prélèvement de faibles quantités du liquide surnageant et de la solution du sol. Outre l'utilisation des techniques préconisées, le fer ferreux et le manganèse soluble dans les deux phases sont dosés colorimétriquement suivant la méthode préconisée par TURNER (1968). La concentration de l'oxygène gazeux est également mesurée avec une sonde Beckman (fig. 16).

C. — *Observations et discussions*

L'eau est le facteur principal susceptible de modifier l'état d'aération d'un sol mais son influence se manifeste d'une façon complexe. Sa présence en excès ralentit la diffusion gazeuse plus que ne le laisse prévoir la réduction de la porosité accessible (VILAIN et DRUELLE, 1970).

La solubilité de l'oxygène, proportionnelle à sa concentration en phase gazeuse, diminue rapidement. L'épaisseur de la zone liquide qui entoure la racine augmente avec le taux d'humidité et oppose une barrière plus efficace au transfert de l'oxygène dissous.

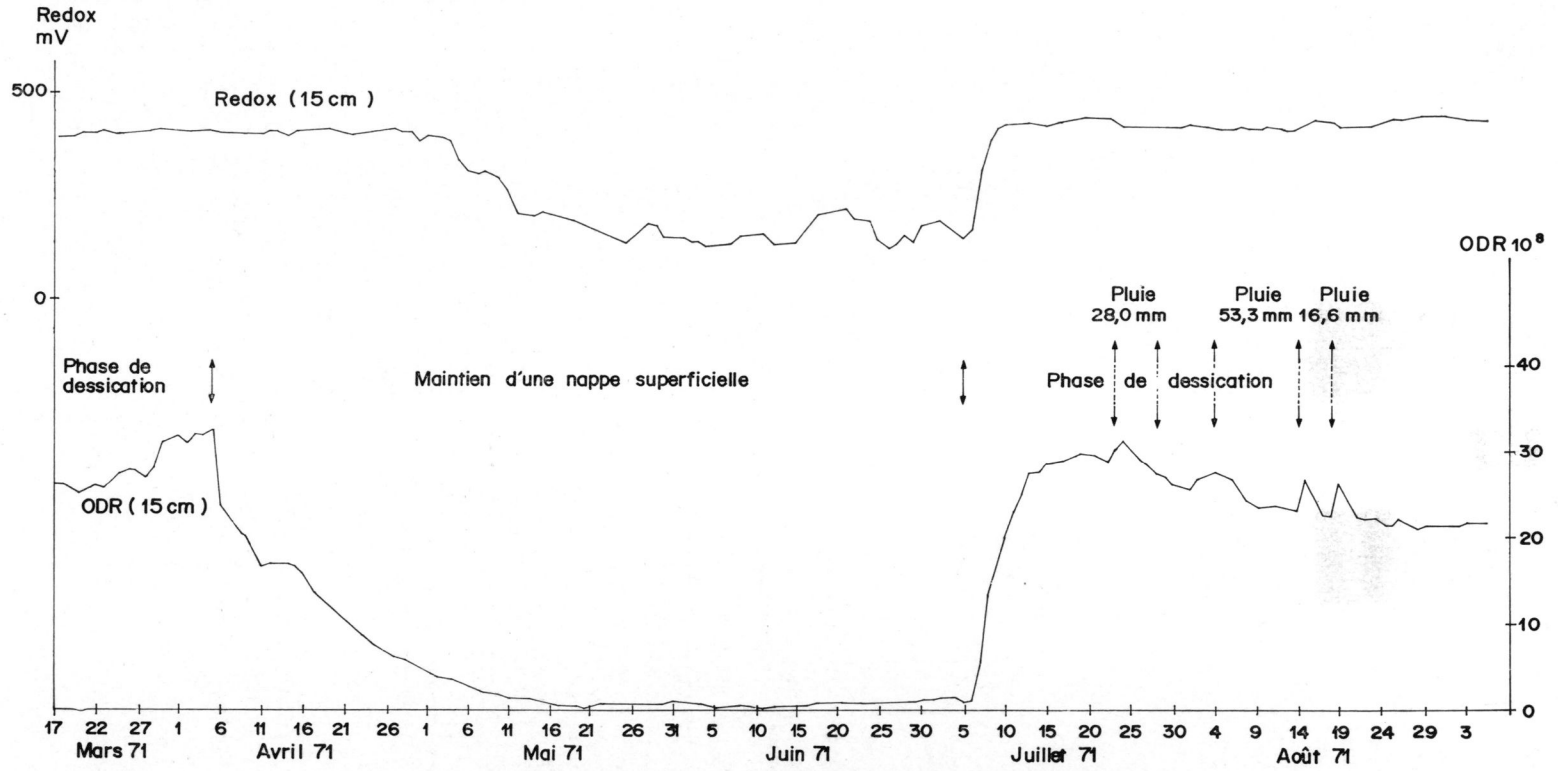


FIG. 11. — *Variations du potentiel redox et de l'O. D. R. : nappe superficielle*

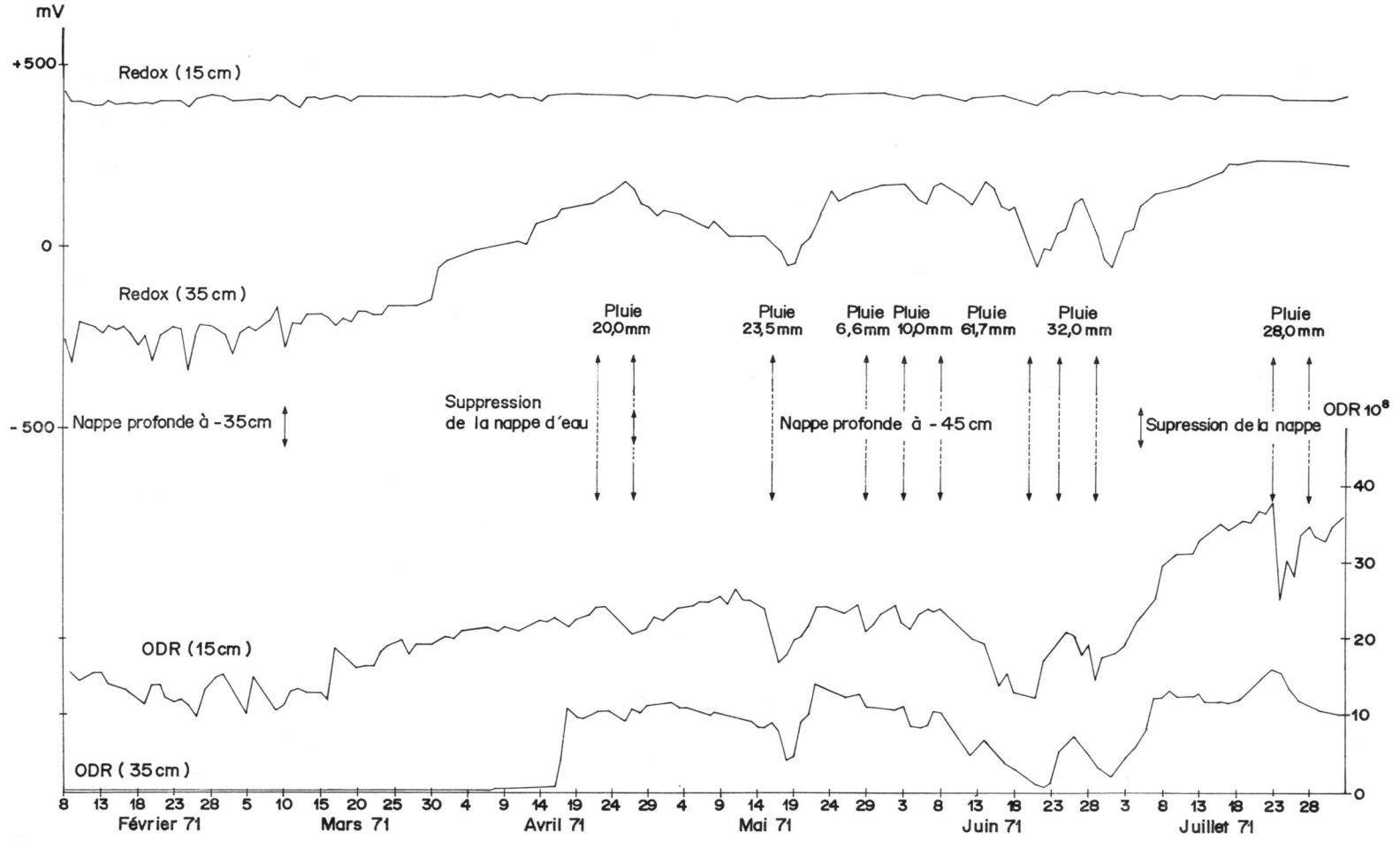


FIG. 12. — *Variations du potentiel redox et de l'O. D. R. : nappe profonde*

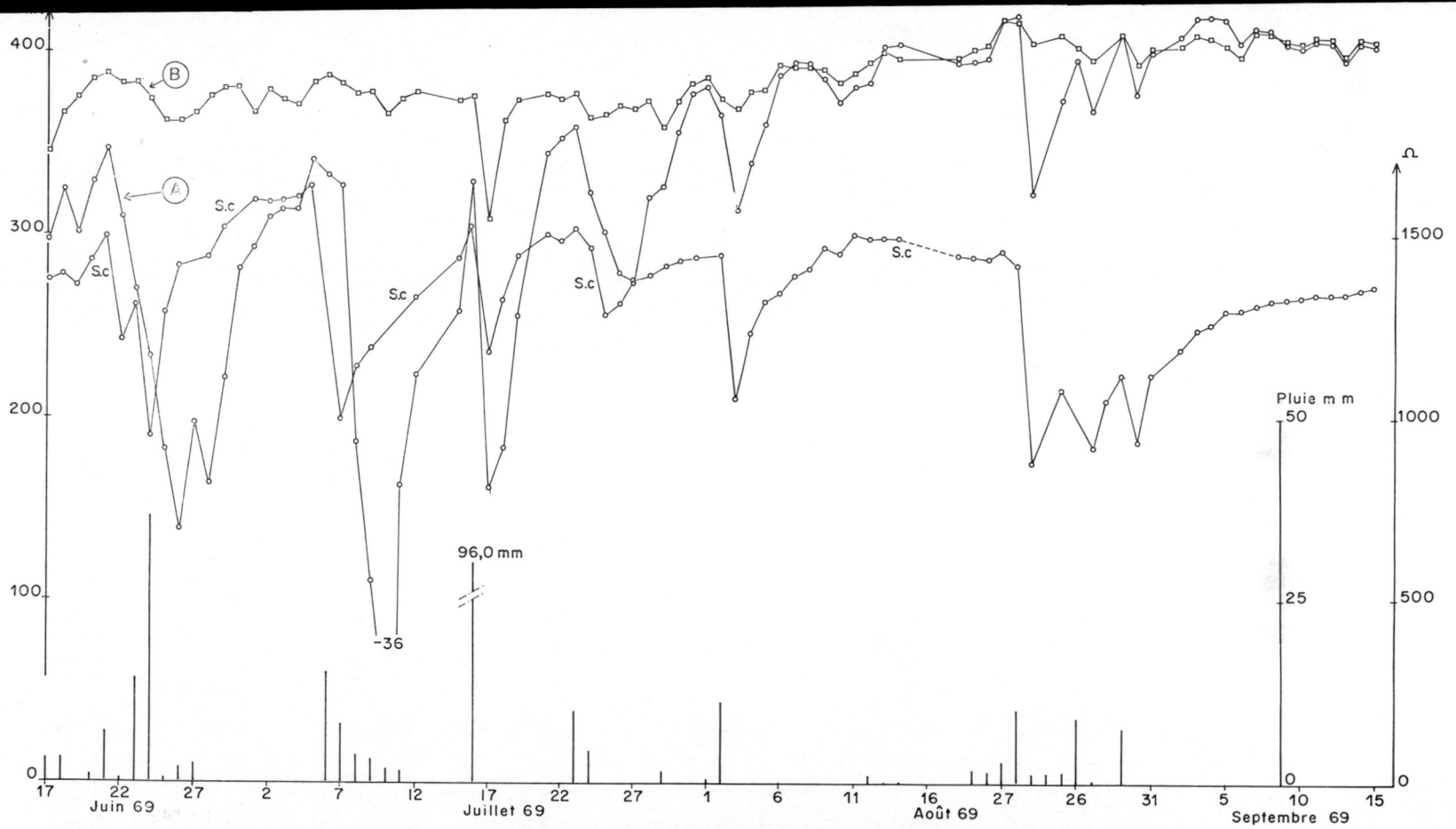


FIG. 13. — *Influence de la pluie sur le potentiel redox* (potentiel redox à 10 cm)

A : moyenne de 11 mesures
B : moyenne de 15 mesures
S. **c.** : Sonde conductimétrique

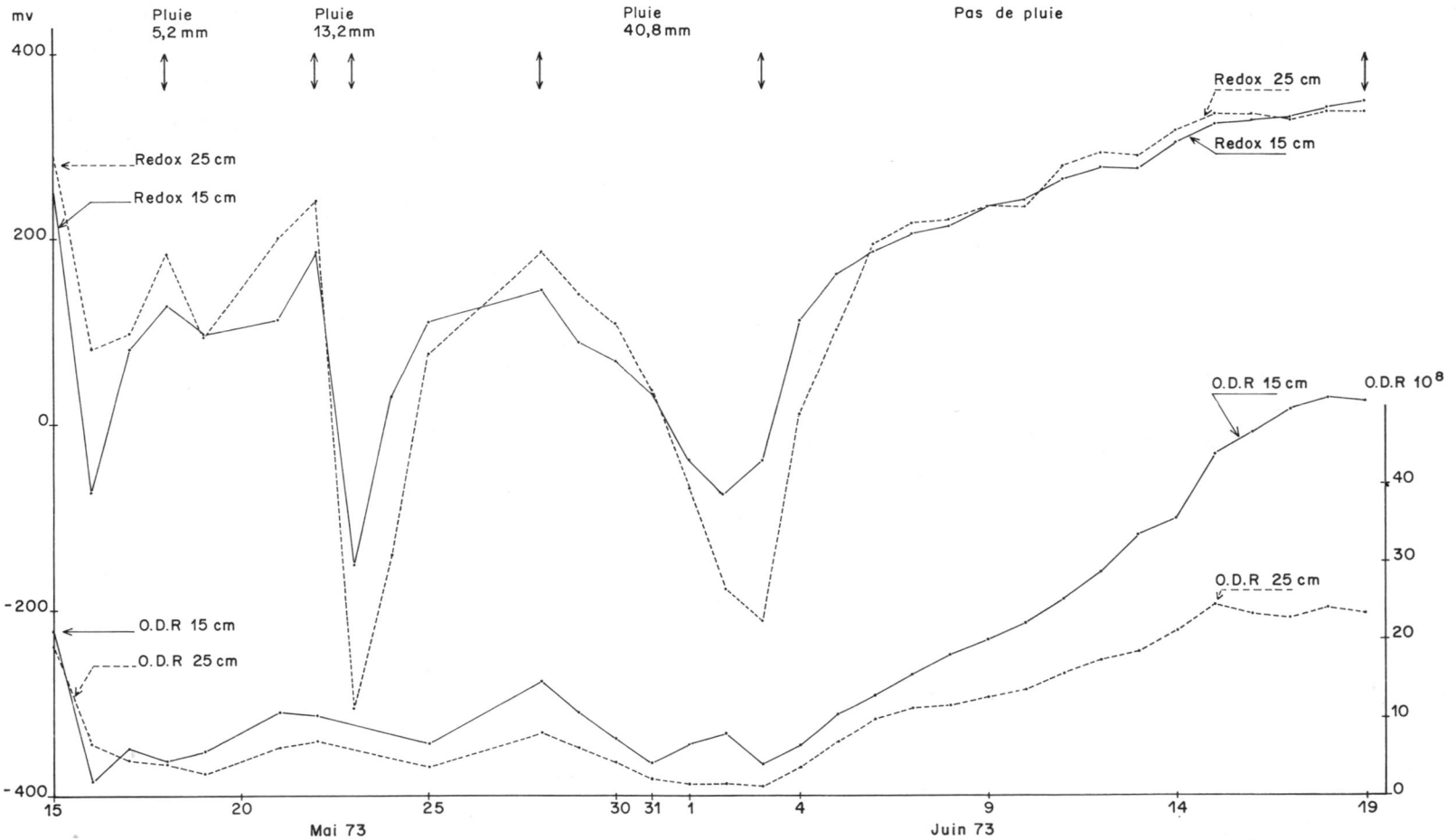


FIG. 14. — *Variations de l'état d'aération : matière organique* (80 t/ha sur 20 cm) *avec apport d'eau* (date d'enfouissement : 15 mai)

La quantité d'oxygène, disponible sous forme dissoute, reste cependant importante et l'infiltration de l'eau dans un milieu bien drainé peut lui servir de véhicule. Ainsi, malgré les réductions de diffusion, l'apport fréquent, voire continu d'eau peut maintenir un état d'aération favorable même en milieu assez saturé. Une variation d'humidité peut donc se manifester différemment, suivant la manière dont l'eau est apportée.

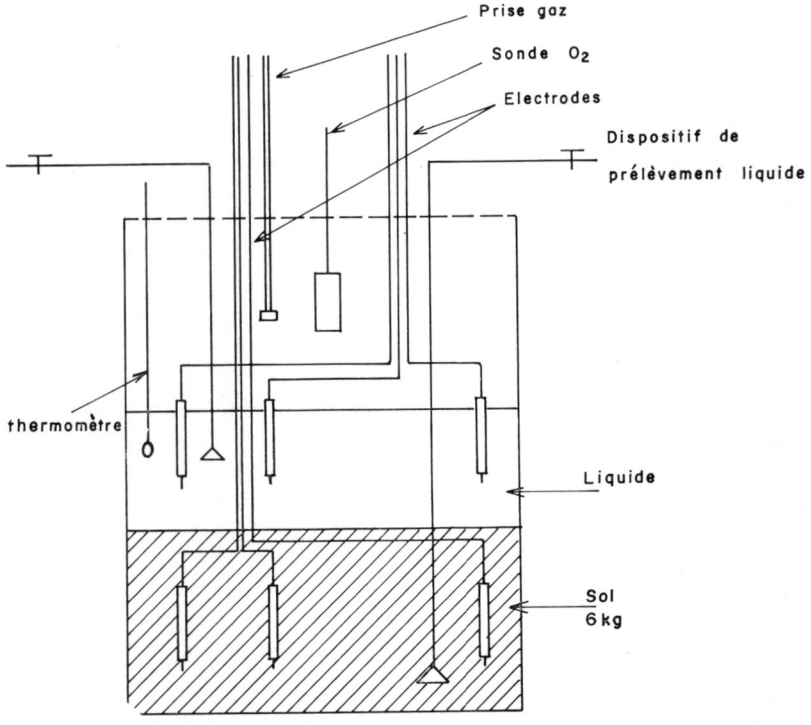


FIG. 15. — *Schéma du dispositif expérimental*

Les deux méthodes proposées seront bien choisies pour définir l'état d'aération dans la mesure où elles sont susceptibles de mettre en évidence l'influence complexe de l'eau et celle des autres facteurs.

Dans notre expérience avec nappe profonde (fig. 12), on peut suivre l'évolution de conditions réductrices.

L'eau stagnante, pauvre en oxygène, est surmontée par une zone à forte saturation réduisant les transferts gazeux.

Dans la zone même de la nappe (—35 cm), l'humidité saturante entraîne une réduction rapide du milieu, caractérisée par des potentiels très bas, voisins de —250 mV, et des valeurs de l'O. D. R. pratiquement nulles. Dès la suppression de l'entretien de la nappe (1re), les valeurs du potentiel évoluent plus rapidement que celles de l'O. D. R. Ceci suggère qu'une certaine concentration en oxygène dissous n'existe que si les potentiels sont positifs. Au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la nappe, l'O. D. R. augmente progressivement jusqu'à une valeur de 10 à 15 10^{-8}, à 20 cm

de celle-ci. Certains auteurs (WEST, 1970) apprécient d'ailleurs le niveau d'eau dans le profil cultural au moyen de cette technique.

On peut constater, outre les répercussions instantanées, suite au drainage de l'eau de pluie, que les conditions d'oxygénation de la nappe restent faibles entre les périodes d'établissement de celle-ci.

L'O. D. R. apparaît comme un critère beaucoup plus sensible ; ceci est particulièrement évident dans l'évolution de la couche 15 cm. Aucune action n'a modifié le potentiel durant cinq mois (+ 400 mV) alors que la valeur de l'O. D. R. dans ce même horizon s'est trouvée fortement influencée par des effets sans doute secondaires.

L'apport d'eau en surface par arrosage ou précipitation atmosphérique, agit différemment. Cette eau mobile, oxygénée, s'infiltre de façon hétérogène dans les couches profondes. Il en résulte une modification de l'état d'aération assez complexe. Les zones à plus faible perméabilité qui ne bénéficient que d'un apport d'oxygène restreint deviennent réductrices au fur et à mesure que la saturation augmente, les autres consomment rapidement l'oxygène nouveau. La dispersion des valeurs obtenues traduit ce fait.

Dans notre expérience avec maintien d'une nappe superficielle (fig. 11), on constate un engorgement progressif au fur et à mesure que l'infiltration devient plus lente. On remarque en particulier une diminution progressive de l'O. D. R. ; les valeurs très faibles ne sont atteintes qu'un mois après le début de la submersion. Le potentiel rédox ne traduit l'intervention de l'eau qu'avec beaucoup de retard (plus d'un mois), et n'atteint jamais des valeurs très réductrices. Il faut noter que seule une couche de 15 cm est intéressée. Les capteurs se trouvant toujours très près de l'atmosphère peuvent réagir très vite à de légères perturbations. On notera en particulier la rapidité avec laquelle potentiel et O. D. R. retrouvent des valeurs élevées lorsque la submersion disparaît.

L'apport d'eau par la pluie, apport discontinu, influence le potentiel du sol comme le montre la figure 13. Pour traduire la « sensibilité » du milieu, un examen des valeurs a permis de grouper les résultats en établissant la moyenne de 11 mesures qui montraient les plus grandes variations, et celles de 15 mesures qui apparaissaient plus statiques. On constate, pour l'ensemble, une réaction analogue des deux groupes mais avec une amplitude très différente. Après un apport d'eau, des conditions réductrices s'installent rapidement aux endroits où sont disposés les capteurs du groupe A. Les réductions sont généralement d'assez courtes durées. La valeur du potentiel tend à se restaurer à un niveau élevé voisin de celui du groupe B.

La chute de potentiel n'est pas proportionnelle à la quantité d'eau mais au degré de saturation du milieu. Celui-ci est apprécié au moyen de sondes conductimétriques. La courbe A montre une relation étroite entre les valeurs du potentiel et celles indiquées par les sondes.

On constate que les amplitudes des variations des deux courbes tendent à s'amenuiser avec le temps. Les précipitations sont faibles dans la seconde partie de l'expérience, ce qui diminue les causes de variations. Une perte de sensibilité de certaines électrodes n'est pas à rejeter totalement. On peut aussi constater, malgré le caractère exceptionnellement pluvieux (96 mm le 16 juillet 1969), qu'il n'y a pas d'effet cumulatif.

Le traitement des mesures en une population unique, comme cela est habituel-

lement retenu, n'aurait pas permis de traduire des variations d'amplitude d'une manière aussi explicite.

Parmi les facteurs susceptibles de modifier l'état d'aération, nous avions également retenu l'apport de matière organique. L'introduction de celle-ci à des doses importantes, sous forme de paille hachée, n'a pas conduit à des résultats montrant une évolution sensible de l'état d'aération. Cet échec n'est imputable que partiellement aux techniques. Il peut s'expliquer par un accroissement de porosité suite à l'introduction de la paille qui a permis d'éviter l'apparition de conditions réductrices. Des tentatives renouvelées où une saturation du sol plus élevée au départ de l'expérience était retenue, montrent le bien fondé de cette hypothèse.

La figure 14 rapporte une tentative où un degré de saturation élevé a été recherché dès l'enfouissement de la matière organique (fourrage vert = 80 t/ha).

Une fermentation intense se développe, susceptible d'entraîner un mauvais état d'aération, qui ne se maintient (< 200 mV) qu'un très court laps de temps. Chaque apport d'eau entraîne une chute assez brutale du potentiel, toujours plus accentuée dans l'horizon —25 cm (le croisement des courbes : 26 mai et 6 juin).

Dans un milieu riche en matière organique, consommateur d'oxygène, l'O. D. R. reste faible mais moins influencée que le potentiel par la réduction de diffusion.

Lorsque les apports d'eau cessent, l'état d'aération évolue, il en résulte une variation du potentiel comme de l'O. D. R.

Pour limiter facilement le renouvellement de l'atmosphère gazeuse, nous avons opéré au laboratoire, dans une enceinte fermée. Dans notre dispositif (fig. 15), la phase liquide surnageante constitue à la fois une zone nécessaire de transfert pour l'oxygène, mais aussi une réserve d'oxygène dissous pour le sol sous-jacent consommateur. Bien qu'il y ait une bonne continuité entre la solution surnageante et la solution du sol, l'évolution de leur potentiel rédox comme celle de l'O. D. R. présentent des différences notables (fig. 16).

La mesure de l'O. D. R. en milieu liquide n'est pas tout à fait comparable à celle effectuée dans le sol, elle traduit davantage la solubilisation de l'oxygène dans un milieu liquide dont la concentration en sels n'est pas rigoureusement constante.

Les conditions réductrices apparaissent brutalement dans le sol, celles-ci entraînent une solubilisation du fer et du manganèse beaucoup plus rapidement (troisième jour) que dans la phase surnageante. Les deux éléments diffusent alors sous forme réduite, dans le liquide surnageant. Une légère réoxydation de ceux-ci peut s'opérer dans la mesure où de l'oxygène dissous est disponible. Ce phénomène est traduit par les premières parties des courbes montrant l'évolution de la concentration de ces deux éléments sous forme soluble. Leur existence n'est décelée que cinq jours après le début de l'expérience et leur concentration reste inférieure à celle de la solution du sol. Cependant, en fin d'expérience, l'évolution des caractéristiques des deux phases liquides marque une convergence, le potentiel s'établit vers —450 mV et l'on enregistre une valeur pratiquement nulle de l'O. D. R. L'oxygène dissous est consommé. La réduction est alors extrêmement poussée, l'atmosphère contient 14,4 p. 100 de gaz carbonique et des traces de méthane.

Les critères proposés, comme ceux plus habituels (Fe^{++} et Mn^{++}), traduisent bien la dynamique de réduction. Les résultats sont à rapprocher de ceux obtenus par BÉTRÉMIEUX (1952) dans des études voisines.

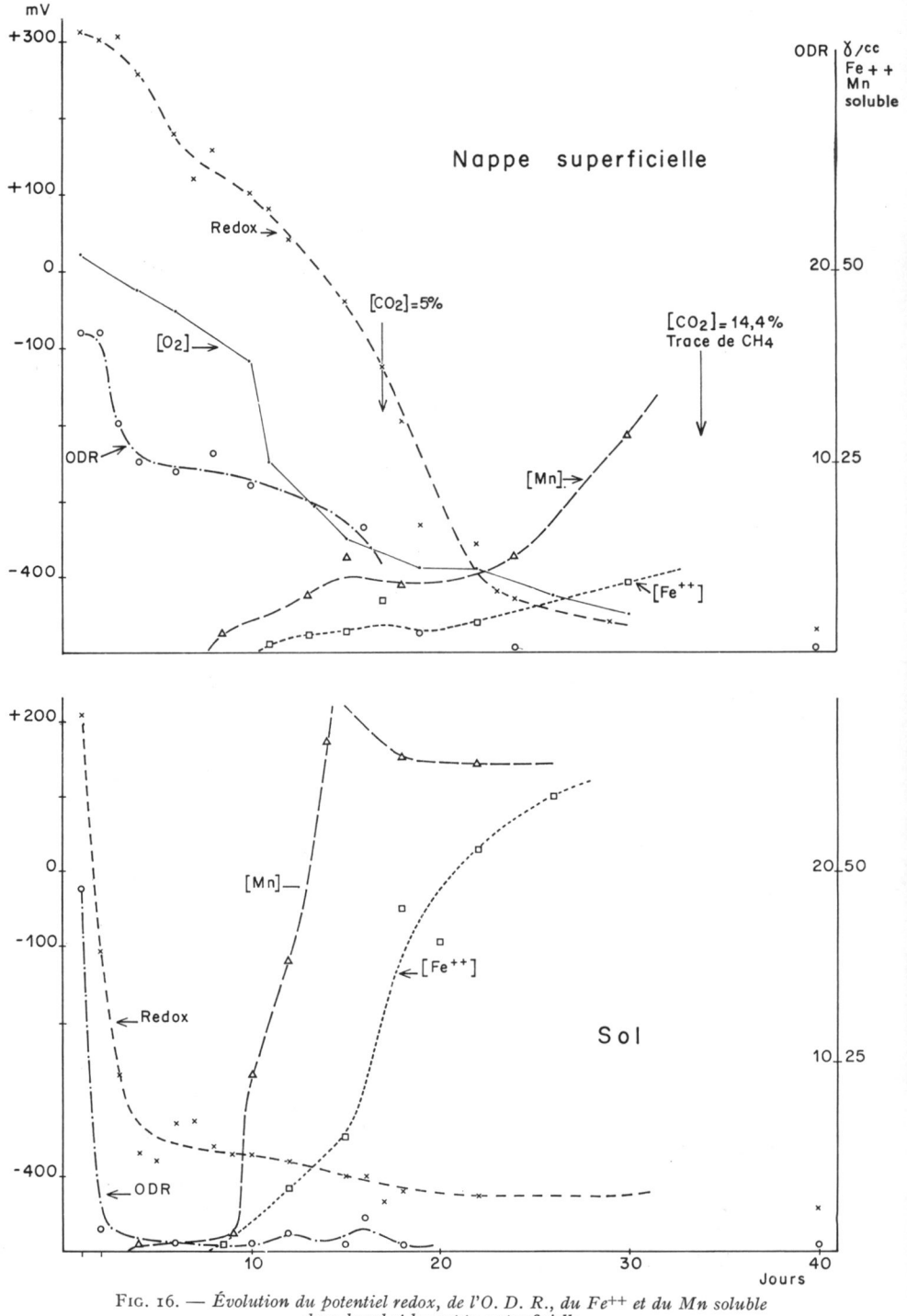


FIG. 16. — *Évolution du potentiel redox, de l'O. D. R., du Fe^{++} et du Mn soluble dans le sol et la nappe superficielle*

· ——— · $[O_2]$ dans phase gazeuse
× — — — × Redox
○ — · — · — ○ O. D. R.
△ — — — △ Mn
□ - - - - - - - - □ Fe^{++}

CONCLUSION

Au cours de l'étude, il a été montré comment les deux méthodes électrochimiques proposées pouvaient permettre de suivre l'évolution d'un état d'aération.

En particulier, en opérant suivant des conditions définies, on a pu s'affranchir des nombreuses difficultés qui résultaient, soit de l'hétérogénéité, soit de la transposition des méthodes d'un milieu liquide au sol.

En cours d'étude, on a constaté une sensibilité différente à traduire l'évolution des phénomènes. L'O. D. R. qui accorde une place très importante aux phénomènes en phase liquide, fournit une réponse plus rapide et plus intégrée. La notion d'O. D. R. est aussi plus féconde car elle résulte d'une analyse du phénomène d'oxygénation.

L'utilisation de ce critère semblerait en particulier préférable dans des études portant sur l'influence de l'aération sur la croissance.

Les résultats obtenus sur les exemples présentés, où, *a priori*, le sens d'évolution que l'on avait provoqué était connu, nous montrent que l'on peut retenir ces techniques dans tous les cas où il est nécessaire de situer un certain état d'aération. Dans un milieu hétérogène, la multiplication du nombre des capteurs permet de définir un état d'aération moyen à partir d'une mesure ponctuelle.

Reçu pour publication en octobre 1973

SUMMARY

STUDY OF AN « AERATION STATE » USING ELECTROCHEMICAL TECHNIQUES.
PRINCIPLES AND OBSERVATIONS

After drawing attention to the concept of « aeration state » two electrochemical methods of valuation are proposed.

The principle of measurements and the adaptations necessitated by the nature of the medium are explained.

From some artificially created « aeration states » it is shown how they express the effect of different factors.

ZUSAMMENFASSUNG

BEURTEILUNG EINES LUFTUNGSZUSTANDS
DURCH DIE VERWENDUNG ELEKTROCHEMISCHER METHODEN.
GRUNDLAGEN UND BEMERKUNGEN

Nach Definierung des Begriffs « Luftungszustand » werden zwei elektrochemische Methoden zu seiner Beurteilung vorgeschlagen.

Es werden die Principien dieser Messunger und die für die verschiedenen Milieus notwendigen Anpassungen dergelegt.

Auf Grund einiger künstlich geschaffener Lüftungszustände wird gezeigt, wie sich der Einfluss der ver schiedenen Faktoren auswirkt.

РЕЗЮМЕ

Оценка состояния аерации с помощью электрохимических технических приемов. Принципы и наблюдения.

М. ВИЛЕН, Ж. П. ДРЮЭЛЛЬ.

Дав прежде всего об'яснение понятия « состояние аерации », авторы предлагают два электрохимических метода оценки этого состояния, и излагают принципы измерений и обработок, необходимость в которых вызвана природой среды.

Затем, основываясь на нескольких искуственно созданных состояниях аерации, указывается каким образом эти состояния отражают влияние различных факторов.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ARMSTRONG, 1967. The relationship between oxidation reduction potentials and oxygen diffusion levels in some water logged organic soils. *J. Soil Sc.*, **18**, 1.

BÉTRÉMIEUX R., 1951. Étude expérimentale de l'évolution du fer et du manganèse dans les sols. *Ann. agron.* 3, 193-294.

BIRKLE D. E. *et al.*, 1964. Measurement of oxygen diffusion with the platinum microelectrode. II. Facteurs influencing the measurement. *Hilgardia*, **35**, 555-565.

DANFORS Ph., ERICK D., 1962. L'adaptation des méthodes électrochimiques pour la détermination de l'oxygène aux mesures dans un système sol-eau et l'importance des mesures du point de vue de la technique culturale. *Grundförbättring*, 3.

DEIBNER L., MOURGUES J., 1967. Étude des facteurs responsables de la rapidité de réponse et de la sensibilité des électrodes de platine. *Chimie analytique*, **49**, 5.

DEMOLON A., 1960. *Dynamique du Sol*, T. 1, p. 380, Dunod.

GRABLE A. R., SIEMER E. G., 1968. Effects of bulk density, aggregate size, and soil water suction on oxygen diffusion, redox potentials, and elongation of corn roots. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **32**, 180-186.

KOLTHOFF, LINGANE, 1952. *Polarography*, p. 3 et 109 (Interscience N. Y.).

KRISTENSEN K. J., 1966. Factors affecting measurements of oxygen diffusion rate with bare platinum microelectrodes. *Agron. J.* **58**, 351-354.

LEMON E. R., ERICKSON A. E., 1955. Principle of the platinum microelectrode as a method of characterizing soil aeration. *Soil Sci.*, **79**, 5, 383-392.

LEMON E. R., KRISTENSEN J., 1960. On edaphic expression of soil structure. *Trans. 7th Int. Congr. Soil Sci.*, **1**, 232-240 (Madison, Wisconsin).

LETEY J., STOLZY L. H., 1967. Limiting distances between root and gas phase for adequate oxygen supply. *Soil Sci.* **103**, 6, 404-409.

LUXMOORE R. J., STOLZY L. H., 1972. Oxygen diffusion in the soil plant system. V. Oxygen concentration and temperature effects on oxygen relations predicted. *Agron. J.* **64**, 720-729.

Mac INTYRE, 1966. Characterizing soil aeration with a platinum microelectrode. I. Response in relation to field moisture conditions and electrode diameter. II. Response under controlled soil physical conditions. *Aust. J. Soil Res.* **4**, 95-113.

MILLINGTON J. R., QUIRK, 1960. Transport in porous media. *Int. Congr. Soil Sci. Trans. 7th* (Madison, Wis.) 1, 197-203.

PENMAN H. L., 1940. Gas and vapour movements in the soil. I. The diffusion of vapours through porous solids. *J. Agric. Sc.* **30**, 437.

POEL L. W., 1960. The estimation of oxygen diffusion rates in soils. *J. Ecol.*, **48**, 165-173.

RICKMAN *et al.*, 1968. Platinum microelectrode poisoning factors. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **32**, 204-208.

RUSSEL, APPLEYARD in LEMON E. R., 1952. *Soil Aeration and its characterization.* Michigan State University, Ph. D., p. 4.

SMITH K. A., RUSSELL R. S., 1969. Occurrence of ethylene and its significance, in anaerobie soil. *Nature*, **222**, *may* 24.

STOLZY L. H., LETHEY J., 1963. Characterizing soil oxygen conditions with a platinum microelectrode. *Adv. Agron.* **16**, 249-279.

TURNER F. T., 1968. Chemical changes in water logged soils as a result of oxygen depletion. *9th Congr. Soil Sci.*, (Adelaïde), **4**.

VILAIN M., DRUELLE J. P., 1970. Influence de la tortuosité sur la vitesse de diffusion de l'oxygène dans un milieu poreux à saturation variable. *C. R. Acad. Sc., Paris*, **271**, p. 2269.

WEST D. W., BLACK J. D. F., 1969. Determination of a water table in a soi profile using the platinum oygen cathode. *Soil Sci.* **110**, 2, 119-123.

ANNEXE

Intégration de l'équation différentielle I :

$$\frac{\partial^2 C}{\partial r^2} + \frac{1}{r}\frac{\partial C}{\partial r} = 0$$

Posons :

$$\frac{\partial C}{\partial r} = y$$

$$\frac{dy}{dr} = -\frac{1}{r}y$$

$$\frac{dy}{y} = -\frac{dr}{r}$$

Intégrons :

$$\text{Log } y = -\text{Log } r + K$$

$$y = e^{-\text{Log } r}\, e^{K} \qquad e^{K} = A = \text{cte}$$

$$y = \frac{A}{r}$$

Remplaçons par la valeur de y

$$\frac{\partial C}{\partial r} = \frac{A}{r}$$

$$C = \frac{A}{r}\, dr$$

$$C = A\frac{dr}{r} = A \text{ Log } r + B$$

L'application des conditions aux limites permet de calculer A :

$$A = \frac{C_1}{\text{Log } r_1/a}$$

d'où

$$\frac{\partial C}{\partial r} = \frac{C_1}{r \text{ Log } r_1/a}$$

La valeur particulière du gradient au contact de l'électrode :

$$\left(\frac{\partial C}{\partial r}\right)_{r=a} = \frac{C_1}{a \text{ Log } r_1/a}$$

Ann. agron., 1974, **25** (1), 25-48.

ESSAI D'INTERPRÉTATION GÉOCHIMIQUE DE LA CARTE PÉDOLOGIQUE DE FRANCE (ÉCHELLE 1/1 000 000)

Caractérisation et répartition des principaux types de milieux pédogéochimiques

G. PÉDRO et Sylviane SCHERER

Station de Science du sol,
Centre national de Recherches agronomiques, I. N. R. A.,
78000 Versailles

RÉSUMÉ

Les classifications pédologiques utilisées en France lors de l'établissement des cartes à petite échelle (au-dessous du 1/100 000) sont de type morphogénétique, c'est-à-dire qu'elles ne prennent qu'implicitement en compte la nature du processus mis en jeu au cours de l'évolution superficielle de la fraction minérale des sols. Mais, comme en réalité le type de l'évolution géochimique n'apparaît pas clairement dans les documents proposés, nous avons été amenés à rechercher les modalités permettant d'en donner une interprétation de nature essentiellement pédogéochimique.

Après avoir discuté les critères de discrimination et défini quatre grands types de milieux pédogéochimiques, la méthode a été appliquée dans un premier essai à la carte pédologique de la France établie en 1966 à l'échelle du 1/1 000 000.

INTRODUCTION

La nature et l'extension des différents types de sols du territoire métropolitain commencent à être relativement connues à la suite des études de cartographie pédologique qui ont été effectuées depuis une quarantaine d'années, c'est-à-dire depuis les premiers travaux de Agafonoff (1928-1935). Nous disposons ainsi à l'heure actuelle non seulemment d'une carte des associations de sols de la France entière à l'échelle du 1/1 000 000 (Dupuis, 1966) (1), mais aussi d'un certain nombre de cartes pédologiques levées plus récemment et publiées aux échelles du 1/250 000 et du 1/100 000. Ces cartes ont été établies en utilisant les approximations successives

(1) Cette carte a été réalisée dans le cadre de l'Association Française pour l'Étude du Sol à l'initiative de A. Demolon et sous la coordination de A. Oudin, puis de J. Dupuis.

de la classification française (OUDIN, 1937 ; OUDIN, AUBERT et DUCHAUFOUR, 1952 ; AUBERT et DUCHAUFOUR, 1956 ; AUBERT, 1965 ; C. P. C. S., 1967). Celle-ci, comme on le sait, est de type morphogénétique et veut donc mettre l'accent sur les processus pédogénétiques. En réalité, l'approche a été jusqu'alors essentiellement d'ordre morphologique, en sorte que le type de l'évolution géochimique du substratum (que l'on désirerait pourtant faire apparaître) n'est pas en général exprimé de façon explicite. C'est la raison pour laquelle nous avons abordé le problème sous l'angle strictement pédogéochimique en nous référant notamment au *type d'évolution de la fraction minérale des sols*. Nous avons ainsi été conduits à concevoir un document synthétique se présentant sous la forme d'une carte thématique de la France qui est relative à la distribution des principaux types de milieux pédogéochimiques.

Mais il est clair que si nous avons aujourd'hui la possibilité d'aborder le problème de cette manière, c'est aussi du fait que nos connaissances sur la géochimie des processus superficiels ont fait de grands progrès à la suite des travaux de HARRASSOWITZ (1926), GEDROIZ (1928), ROBINSON (1928), POLYNOV (1937), JACKSON (1963), MILLOT et son école (1964 *et al.*), PÉDRO (1964, 1966, 1968, 1969), ROBERT (1970).

Ainsi, cette étude a pu être réalisée grâce à l'existence d'un premier inventaire des types de sols naturels de la France et en même temps de données fondamentales concernant la géochimie des processus pédologiques.

I. — CHOIX ET SIGNIFICATION DES CARACTÉRISTIQUES PÉDOGÉOCHIMIQUES RETENUES

Du point de vue géochimique, un sol quelconque peut être caractérisé, d'une part d'après la nature et l'état d'évolution de la fraction minérale et d'autre part suivant le degré d'évolution de cette même matière. Or, il est évident que la géochimie ne peut apporter un soutien aux études pédologiques que dans la mesure où les sols envisagés présentent un certain degré d'évolution. Aussi, la classe des sols minéraux bruts (évolution géochimique nulle) et celle des sols peu évolués (évolution géochimique insensible non seulement à l'observateur, mais aussi lors des études analytiques) ont-elles été exclues de cette étude, qui ne prend en considération que des milieux présentant une évolution suffisamment perceptible.

L'étape suivante de l'analyse consiste alors à déterminer l'état de l'évolution géochimique de la fraction minérale dans les différents types de sols évolués que l'on rencontre sur le territoire métropolitain.

A. — *Données de base*

a) *Principes généraux.*

D'une manière tout à fait générale, la caractérisation géochimique de l'évolution pédologique peut se faire en s'appuyant sur 2 sortes de données [1] :

1° Les données *cristallochimiques* qui concernent essentiellement la détermination de la nature des minéraux secondaires du « complexe d'altération », individualisés par néoformation ou transformation lors de l'évolution superficielle : silicates argileux (différents types de feuillets) et hydroxydes (PÉDRO, 1966).

[1] A.-J. de SIGMOND avait déjà envisagé la question à peu près de la même manière dès 1932.

2° Les données *physico-chimiques* qui reposent avant tout sur la connaissance des éléments minéraux relativement mobiles au cours de la pédogenèse (cf. DAUTRIA, PÉRIGAUD et PÉDRO, 1971) ; or ceux-ci, qui sont toujours situés en dehors des réseaux cristallins, peuvent être, soit présents à l'état dispersé au sein de la solution du sol (éléments solubles), soit fixés sur le complexe absorbant à la surface des particules argileuses ou encore dans les espaces interfoliaires (éléments échangeables, cf. GEDROIZ, 1928).

b) *Application à la France.*

En adoptant cette attitude, la situation pour la France se présente de la manière suivante :

Du fait de sa position dans la zone tempérée moyenne, le territoire se trouve situé dans *toute* son étendue au sein de la bande géographique dont le complexe d'altération est caractérisé minéralogiquement par la stabilité de phyllites à feuillets 2/1. Le processus majeur est donc la *bisiallitisation* (PÉDRO, 1966 et 1968) qui, en adoptant le langage de Hélène PAQUET (1969), peut être *vraie* (néoformation d'argiles 2/1) ou *apparente* (conservation de la trame des feuillets 2/1 des phyllites héritées) ; son existence toutefois a pu être vérifiée du point de vue géochimique grâce à des analyses d'eaux recueillies en divers points du territoire (TARDY, 1969). Sur le plan de leur trame minéralogique, les constituants secondaires caractérisant les différents types de sols français présentent ainsi une grande homogénéité [1]. Dans ces conditions, si l'on veut distinguer les processus géochimiques d'une manière réellement significative, il apparaît nécessaire de considérer un autre aspect des phénomènes et d'examiner en particulier ce qui se passe en dehors des réseaux phylliteux, soit du côté de la solution du sol, soit du côté du complexe absorbant.

1. Considérons tout d'abord le premier moyen de différenciation, qui concerne les éléments présents *dans la solution du sol* ; on est amené immédiatement à distinguer 2 situations :

— Le cas le plus fréquent est celui où l'agent d'altération est l'eau plus ou moins chargée en CO_2 et où seuls, les éléments des minéraux solubles, comme les carbonates (calcaires) et les sulfates, passent aisément en solution (cas du calcium et du magnésium en particulier).

— L'autre cas est spécifique des domaines à podzols et à sols podzoliques, c'est-à-dire des types de sols liés à l'existence de conditions particulières au sein de la zone tempérée : les phénomènes de dissolution sous l'influence d'agents organiques acides et complexants prennent alors le pas sur les néogenèses minéralogiques. De ce fait, le point essentiel de l'évolution a trait ici au passage en solution d'éléments normalement peu mobiles, tels que le fer et surtout l'aluminium, que l'on retrouve dans la solution du sol.

2. Le second moyen de différenciation géochimique repose sur une étude de *l'état du complexe absorbant* (HISSINK, 1925 ; GEDROIZ, 1928), qui peut être défini :

— par la nature et la somme des cations *basiques* échangeables

$$S = Ca + Mg + Na + K,$$

— par la capacité d'échange (T),

[1] A l'exception des régions volcaniques à andosols, où les constituants secondaires sont essentiellement amorphes (allophanes).

— par le taux de saturation (V = S/T × 100) et corrélativement la présence d'hydrogène échangeable,
— enfin, par l'existence de cations *acides* et en particulier de l'aluminium sur le complexe.

Ce type de critère physico-chimique a une réelle signification cristallo-chimique dans le cas des sols à phyllites 2/1 présentant des cations en positions interfoliaires. En effet, lorsque les phyllites sont ouvertes, la majorité des phénomènes d'interface se produisent dans les espaces interfoliaires, *en sorte qu'il existe une relation incontestable entre les caractéristiques du complexe absorbant, la nature des éléments interfoliaires et le type de phyllite 2/1 individualisée* : bisiallites classiques (Ca-Mg), telles les vermiculites-smectites ou bien alumino-siallites : intergrades alumineux et chlorites secondaires (tabl. 1).

TABLEAU I

Caractéristiques majeures et origine des phyllites 2/1 du complexe d'altération des sols tempérés

<table>
<tr><td>Équidistance apparente</td><td>Phyllites 2/1 fermées (10 Å)</td><td colspan="3">Phyllites 2/1 ouvertes (14 Å)</td></tr>
<tr><td>Constitution interfoliaire générale</td><td>Phyllites 2/1 anhydres</td><td colspan="2">Phyllites 2/1 hydratées (aquo-)</td><td colspan="2">Phyllites 2/1 hydroxo- ou avec hydroxyde</td></tr>
<tr><td>Cations ou éléments interfoliaires</td><td>K</td><td colspan="2">$Ca(H_2O)_x$ $Mg(H_2O)_y$ $Na(H_2O)_z$</td><td>$(AlOH^{2+})_n$ $(Al(OH)^{2}_{+})_n$</td><td>$[(Al(OH)_3]_n$</td></tr>
<tr><td>Échangeabilité</td><td>Élément non échangeable</td><td colspan="2">Éléments échangeables</td><td colspan="2">Éléments peu ou non échangeables</td></tr>
<tr><td>Groupes de minéraux</td><td>Micas et argiles micacées</td><td colspan="2">Argiles expansibles (vermiculites-smectites)</td><td>Intergrades alumineux</td><td>Chlorites secondaires</td></tr>
<tr><td rowspan="3">Origine de leur présence dans les sols</td><td rowspan="3">Héritage</td><td>Néoformation</td><td>Transformation des micas</td><td colspan="2">Transformation par aluminisation des phyllites expansibles désaturées et Néoformation</td></tr>
<tr><td>Bisiallitisation vraie</td><td>Bisiallitisation apparente</td><td colspan="2" rowspan="2">Aluminosiallitisation (Monosiallitisation déguisée)</td></tr>
<tr><td colspan="2">Bisiallitisation</td></tr>
</table>

B. — *Utilisation du taux de saturation. Signification géochimique et cristallochimique*

Si l'on adopte le taux de saturation comme critère pédogéochimique, il est possible de distinguer les différents cas indiqués ci-dessous :

1. *S > T, soit V > 100 p. 100.*

Cette relation signifie que la méthode utilisée pour la détermination des éléments basiques dits échangeables : Ca-Mg-Na-K entraîne l'extraction d'un certain nombre d'éléments (Ca-Mg-Na) intégrés dans des minéraux relativement solubles :

calcaire — gypse — chlorures alcalins. De ce fait, non seulement le complexe est saturé, mais il existe en outre une concentration relativement importante en ions Ca, Mg, Na au sein de la solution du sol.

Les feuillets 2/1 sont stables, de telle sorte que les bisiallites expansibles du complexe d'altération résultent, soit d'une néoformation, soit de l'ouverture de micas par transformation.

2. *$S = T$, ce qui correspond sensiblement à $V = 90\text{-}100$ p. 100.*

Dans ce cas, le nombre de cations Ca, Mg, Na et K est juste suffisant pour saturer l'ensemble des positions d'échange des argiles du complexe absorbant. Notons ici que Ca est habituellement l'élément le plus important, puisqu'il représente en général 80 à 90 p. 100 des cations échangeables. Les feuillets 2/1 sont encore stables, mais si la néoformation de phyllites expansibles est encore possible, l'ouverture des micas par transformation tend à être plus difficile et plus lente, la concentration des ions tels Ca, Mg ou Na dans le milieu étant beaucoup moins élevée que dans le cas précédent.

3. *$S < T$, avec $50 < V < 100$ p. 100* [1].

Le nombre de cations basiques devient insuffisant pour que toutes les positions d'échange soient occupées ; d'où la présence de protons pour compenser les déficits de charges non saturées.

Les argiles 2/1 tendent à se désaturer [2], ce qui signifie, d'une part que la concentration du milieu en cations basiques n'est pas suffisamment élevée pour qu'il se produise des néoformations argileuses et d'autre part que les feuillets des argiles 2/1 héritées commencent même à devenir instables et à s'altérer.

4. *$S < T$, avec $V < 50$ p. 100.*

Le milieu devenant très acide, les feuillets 2/1 s'autolysent partiellement, l'aluminium de la couche octaédrique passant au fur et à mesure en positions interfoliaires (cf. ECKMANN et LAUDELOUT, 1961 ; GLAESER *et al.*, 1961, et bien d'autres auteurs). Mais il s'agit en réalité de cations hydroxo $Al(OH^{2+})$-$Al(OH)_2^+$, qui sont moins mobiles et qui le sont d'autant moins que ces cations se condensent aisément pour former des éléments polynucléaires. A l'extrême, il peut même s'édifier une couche interfoliaire continue d'hydroxyde $[Al_{2-x}(OH_3]^{3x(-)}$, ce qui correspondrait à l'individualisation d'une véritable chlorite alumineuse d'origine secondaire.

L'apparition, au cours de la transformation, de ces intergrades alumineux [2/1 — Al(OH)] (*aluminosiallitisation*) est une des caractéristiques de ce dernier cas ; elle conduit du point de vue géochimique à des minéraux argileux dont la constitution est proche de celle des monosiallites ($SiO_2/Al_2O_3 \neq 2$) ; d'où la dénomination de *monosiallitisation déguisée* que lui a donnée par exemple TARDY (1969). Du point de vue pédologique, cela correspond au processus général de *dégradation* (des sols lessivés) (cf. JAMAGNE 1973, et PÉDRO, JAMAGNE et BEGON, 1974).

[1] La présence d'aluminium dans le complexe se fait sentir dès que $V < 60$ p. 100 (cf. en particulier BLANCHET *et al.*, 1960), mais nous avons retenu la valeur de 50 p. 100 du fait qu'elle sert de limite entre les épipédons mollique et umbrique de la classification américaine (U. S. D. A., 1960).

[2] Comme la désaturation se traduit avant tout par l'élimination de l'ion Ca, le phénomène correspond en fait à une *décalcification* du complexe.

TABLEAU 2

Les différents types de milieux pédogéochimiques de la zone tempérée et leurs caractéristiques fondamentales

Processus géochimique majeur	Complexe d'altération (phase solide)				Solution du sol	Types de milieux pédogéochimiques	
	Éléments intégrés dans le réseau des constituants secondaires	Éléments mobiles				Dénomination	Numérotat.
		Éléments interfoliaires et échangeables			Éléments en solution (1)		
		État de saturation	Degré de saturation	Nature des ions interfoliaires			
Bisiallitisation	Feuillets 2/1 (argiles)	complexe saturé	V > 100	Ca Mg Na K	Na	milieu salin	V
				Ca Mg Na K	Ca (Mg)	milieu calcimorphe	IV
			V = 90-100	Ca Mg Na K	—	milieu équilibré	III
		complexe désaturé	50 < V < 100	[Ca Mg Na K] [H^+]	—	milieu désaturé	II
			V < 50 (Dégradation)	Al — H^+	—	milieu aluminisé	I
Podzolisation	—	complexe insaturé	—	(H^+ — Al)	H — Al		

(1) A une concentration supérieure à celle correspondant à l'équilibre d'échange.

C. — *Conséquences. Définition des quatre principaux types de milieux pédogéochimiques*

Les divers éléments résultant de l'analyse précédente ont été regroupés sous forme d'un tableau synthétique (tabl. 2).

— Si l'on envisage tout d'abord le domaine de l'hydrolyse ménagée, correspondant à une stabilité des feuillets 2/1 (bisiallitisation *sensu lato*), l'utilisation du rapport S/T permet effectivement de connaître le degré de saturation ou de neutralisation des phyllites du complexe d'altération et de retrouver ainsi les diverses possibilités définies ci-dessus.

— En revanche, dans le cas de la podzolisation qui découle d'une acidolyse ou mieux d'une acidocomplexolyse, le taux de saturation ne joue pas le même rôle du fait que T n'a pas de véritable signification cristallochimique. En conséquence, les faibles valeurs de V que l'on trouve toujours dans les sols podzolisés, vont de pair avec un très fort degré d'acidification et indiquent avant tout une *insaturation* marquée par la présence d'aluminium relativement mobile dans le profil.

En fonction de ces différentes données, nous avons été finalement amenés à définir 5 grands types de milieux pédogéochimiques (tabl. 2) :

1° Le milieu *salin* (V), qui est caractérisé par la relation : $S > T$, résulte en particulier de la présence de chlorure de *sodium* dans la solution du sol.

2° Le milieu *calcimorphe* (IV) va de pair aussi avec l'inégalité : $S > T$, mais c'est alors l'ion *calcium* qui est abondant dans la solution du sol.

3° Le milieu *équilibré* (III), caractérisé par la relation : $S \# T$ (complexe absorbant saturé par des éléments basiques).

4° Le milieu *désaturé* (II), qui correspond à $S < T$ avec un complexe absorbant sans aluminium ou comportant très peu d'aluminium.

5° Le milieu *aluminisé* (I) ; nous avons encore ici la relation $S < T$, mais c'est surtout la présence d'aluminium mobile dans le sol, qui constitue le fait caractéristique. Cet aluminium peut être d'ailleurs situé en positions interfoliaires (alumino-siallitisation liée à la dégradation) ou au sein de la solution du sol (podzolisation type) ou dans les 2 domaines à la fois (la part de l'une et de l'autre étant toujours difficile à établir).

II. — PRINCIPES ET MODE DE RÉALISATION DE LA CARTE PÉDOGÉOCHIMIQUE

A. — *Principe de la méthode*

Les différents sols représentés dans un document cartographique, telle la carte pédologique au 1/1 000 000 par exemple, se rapprochent plus ou moins des sols orthotypes de la classification adoptée, qui ont été définis à partir de critères morphologiques et analytiques bien déterminés. Si, parmi ces derniers, nous connaissons les éléments relatifs au complexe absorbant, il devient aisé de caractériser les diffé-

rents types de sols observés dans un territoire donné du point de vue strictement géochimique et d'établir ainsi une carte des principaux milieux pédogéochimiques tels qu'ils ont été envisagés dans le paragraphe précédent. *En d'autres termes, cela revient à tenter d'expliciter l'évolution géochimique superficielle à partir d'un document de pédologie classique.*

C'est ce que nous avons essayé de réaliser pour la France en nous appuyant sur la carte pédologique au 1/1 000 000 (DUPUIS, 1966) ; il s'agit d'une carte des associations de sols (18 associations simples et 28 associations complexes), dont la liste est rapportée dans l'annexe 1. Toutefois, du fait de l'amélioration des données relatives à la classification française des sols (C. P. C. S., 1967), du progrès de nos connaissances concernant un certain nombre de processus pédogénétiques et enfin, du développement des prospections systématiques en diverses régions du territoire, nous avons été amenés avant toute utilisation à effectuer quelques corrections ; il s'agit essentiellement des 3 zones suivantes :Terrasses de la Garonne au sud de Langon, Pyrénées occidentales et est du Bassin parisien.

— Les sols podzoliques des terrasses supérieures de la Garonne entre Langon et Tonneins sont en réalité des sols fortement lessivés et même dégradés (travaux de WILBERT (1).

— Tous les sols considérés comme des sols bruns eutrophes dans les Pyrénées occidentales (région d'Hasparen-Iholdy) sont en fait des sols fortement acides et relativement aluminisés, ainsi que cela a été démontré grâce aux études détaillées de CALLOT et JUSTE (1971).

— Enfin, dans l'est du Bassin parisien (région de Provins, Cézanne, Épernay), les sols carbonatés sont largement surestimés d'après GOBILLOT (2) par rapport aux sols bruns calciques et bruns eutrophes.

Le tableau 3 présente à cet effet, pour les 3 régions, le changement de type d'associations adopté au cours de ce travail.

TABLEAU 3

Modifications apportées à la carte pédologique de référence dans certaines régions

Régions envisagées	Association de la carte au 1/1 000 000	Association retenue dans ce travail
Terrasses supérieures de la Garonne au sud de Langon	3	4
Pyrénées occidentales.....	7	6
Région parisienne	8-9	7

B. — *Établissement du document synthétique*

Comme nous l'avons déjà précisé, un tel projet revient à répartir les 46 associations de sols de la carte pédologique de référence suivant les différents milieux pédogéochimiques définis précédemment. Nous envisagerons tout d'abord le problème

(1) Communications personnelles.
(2) Communications personnelles.

des associations simples, qui nous permettra de dégager les grandes options retenues dans ce travail, puis nous le compléterons en abordant la répartition des associations complexes.

a) *Répartition des associations simples* (tabl. 4).

La méthode utilisée consiste à extraire dans une première étape les sols caractérisés par une évolution géochimique nulle ou peu sensible. Ces sols ne devraient être présents que dans les associations correspondant, soit à la classe des sols minéraux bruts, soit à la classe de sols peu évolués (C. P. C. S., 1967). C'est ainsi que les formations meubles d'apport, telles l'association 17 (Dunes) et les associations alluviales récentes (15 et 16), ont été intégralement rangées dans cet ensemble.

TABLEAU 4

Répartition des associations simples du point de vue de la classification française (1967)

N° associations	Dénominations	Classes de Sols (C. P. C. S.)
1	Podzols	Sols podzolisés
2	Sols podzoliques	Sols podzolisés
3	Sols ocre-podzoliques	Sols podzolisés
4	Sols lessivés	Sols brunifiés
5	Sols bruns lessivés	Sols brunifiés
6	Sols bruns acides	Sols podzolisés (p. p.)
7	Sols bruns eutrophes	Sols brunifiés
8	Sols bruns calcaires	Sols calcimagnésiques
9	Rendzines typiques	Sols calcimagnésiques
10	Rendzines rouges	Sols calcimagnésiques
11	Sols bruns méditerranéens	Sols à sesquioxydes
12	Sols rouges méditerranéens	Sols à sesquioxydes
13	Rankers	Sols peu évolués (p. p.) Sols podzolisés (p. p.)
14	Tourbes	Sols hydromorphes (organiques)
15	Alluvions fluviatiles	Sols peu évolués (phase saline éventuelle)
16	Alluvions marines	Sols peu évolués (phase saline éventuelle)
17	Dunes	Sols minéraux bruts
18	Lithosols	Sols minéraux bruts

En revanche, l'association 18 (Lithosols), qui représente les sols bruts d'érosion des régions accidentées, a été regroupée avec les sols évolués du fait qu'une évolution existe, mais qu'elle est perpétuellement retardée par suite des phénomènes d'érosion. On les a donc répartis de la façon suivante : ceux des contrées d'altitude sur substratum silicaté (Alpes) ont été rangés avec les sols caractérisés par une altération acidolytique (milieu aluminisé), tandis que ceux développés sur substratum calcaire dans les Basses-Alpes ont été rattachés au milieu calcimorphe. Pour la même raison, l'association 13 (rankers) a été caractérisée dans son ensemble comme correspondant à l'existence d'un milieu aluminisé (I) ; on sait en effet que tout un groupe formé par les rankers climatiques ou pseudo-alpins ou encore cryptopodzoliques a été inclus depuis, par le C.P.C.S., dans la classe des sols podzolisés.

Enfin, du fait que, dans notre approche, nous ne prenions pas en considération les sols hydromorphes, le cas de l'association 14 (Tourbes-sols hydromorphes organiques) a dû être envisagé d'une façon toute spéciale. Il a été résolu en se référant au caractère physico-chimique prédominant des tourbières. C'est ainsi que les tourbières oligotrophes à sphaignes, comportant des matières organiques acides, pauvres en bases et en azote correspondent effectivement à un milieu d'évolution aluminisé : Landes, Massif central (Limousin, Plateau de Millevaches, Margeride) et Massif armoricain (Finistère) ; elles ont donc été rangées dans le milieu (I). A l'opposé, les tourbières eutrophes ou mésotrophes à roseaux, hypnacées et cyperacées, qui sont toutes concentrées dans les vallées, ont été regroupées avec les formations alluviales récentes (association 15).

En définitive, l'ensemble des sols sans évolution marquée, ou à évolution discrète mais peu caractéristique, a été constitué par les associations 15, 16 et 17, ainsi que par la fraction alluviale de l'association 14. Il correspond donc sensiblement aux *formations superficielles d'apport, récentes et modernes*, qui peuvent être d'origine alluviale (marine et fluviatile) ou éolienne (dunes côtières).

La deuxième phase de l'étude consiste à répartir les autres associations simples, qui représentent toutes des sols évolués parmi les différents types de milieux pédogéochimiques définis antérieurement. En réalité, si l'on examine la carte pédologique, on constate que la phase saline, qui correspond géochimiquement à un « milieu salin », n'affecte que les alluvions littorales récentes (marines ou fluviatiles), c'est-à-dire des formations dont il vient d'être question et que nous n'avons pas jugé utile d'envisager du point de vue pédogéochimique (cf. aussi SERVANT, 1972). Ainsi, seuls, les 4 autres « milieux » seront considérés maintenant : *aluminisé* (I), *désaturé* (II), *équilibré* (III) et *calcimorphe* (IV).

En s'appuyant sur les critères indiqués par le C. P. C. S. pour les différentes classes et sur les caractéristiques habituelles des orthotypes des sols des régions tempérées, le principe adopté pour la répartition a été le suivant :

— Les sols podzolisés et ceux qui leur sont associés, caractérisés par le développement plus ou moins net d'un processus de nature podzolique, ont été regroupés pour former l'ensemble des sols aluminisés (I).

— Les sols affectés par le phénomène de lessivage sont toujours désaturés dans la zone climatique qui nous intéresse, la dispersion des argiles étant consécutive à une décalcification partielle du complexe (cf. par exemple ANNE, 1935 et DUCHAUFOUR et SOUCHIER, 1966). Ils ont été rassemblés du point de vue pédogéochimique dans un groupement caractérisé par un milieu désaturé (II).

— Les sols à complexe absorbant saturé ou peu désaturé, quelles que soient leurs classes, constituent l'ensemble défini par le milieu équilibré (III).

— Enfin, les sols contenant du calcaire sont les représentants types du milieu calcimorphe (IV).

En partant de ces données de base, le cas des associations 1, 2 et 3 auxquelles s'ajoutent les associations 13 (milieu aluminisé), 4 et 5 (milieu désaturé), 7 et 11 (milieu équilibré) et 8, 9, 10 (milieu calcimorphe) a été aisément résolu (tabl 5). Restait à considérer le problème des associations 6 et 12.

Les sols bruns acides ocreux (association 6) qui, la plupart du temps, sont en

réalité des sols cryptopodzoliques bruns (Groupe des sols cryptopodzoliques-Class des sols podzolisés C. P. C. S, 1967), ont été placés dans l'ensemble caractérisé par un milieu aluminisé.

Quant au problème de l'association 12 (sols rouges méditerranéens intégrés aujourd'hui dans la sous-classe des sols fersiallitiques), il a été résolu de la façon suivante : il existe en effet d'après la conception adoptée en 1967, 2 groupes de sols rouges fersiallitiques :

a) ceux à réserve calcique et généralement non lessivés,

b) ceux sans réserve calcique et marqués par un phénomène de lessivage.

D'après les principes exposés ci-dessus, le premier groupe doit être intégralement rattaché au milieu équilibré, tandis que le second correspond tout à fait aux caractéristiques d'un milieu désaturé.

Sur le plan pratique, la distinction a été réalisée ainsi qu'il suit :

— Les sols rouges du plateau de Valensole, qui sont des sols lessivés, correspondent à un milieu désaturé (FEDOROFF, 1969).

— Les sols rouges de la Vallée du Rhône ont pu être répartis dans l'une et l'autre des 2 catégories en s'appuyant en particulier sur les travaux de BORNAND (1969 et 1972). Ainsi, les sols développés sur les alluvions notées a_1, Quaternaire ancien dans la carte géologique au 1/1 000 000 (BRGM-5e édition, 1968), ont été rattachés au milieu désaturé, tandis que ceux individualisés sur les alluvions a_2 (Quaternaire récent) et qui sont eutrophes, sont à ranger dans l'ensemble équilibré.

— Enfin, les sols rouges des Pyrénées-Orientales ont pu être répartis aisément en se référant aux données acquises lors de l'établissement de la carte pédologique au 1/100 000 d'Argelès-Perpignan (SERVANT, 1970).

b) *Répartition des associations complexes* (tabl. 5).

En se référant aux règles adoptées lors du regroupement des associations simples, le problème de la répartition des associations complexes a pu être envisagé de la manière suivante :

— Toute association binaire, dont les composantes appartiennent à un même milieu pédogéochimique (associations 20 ou 27) ou dont l'une des deux correspond à des sols minéraux bruts (31, 37 ou 41 par exemple), se comporte du point de vue géochimique comme une association simple ; elle peut donc être aisément rattachée à l'un des 4 milieux considérés.

— Tous les autres cas (association binaire hétérogène ou association ternaire) ont dû être résolus individuellement en se basant sur l'ensemble des documents pédologiques qui ont été recueillis *postérieurement* à l'établissement de la carte au 1/1 000 000.

C'est ainsi que :

— toutes les associations représentant des évolutions au sein d'une ambiance carbonatée ont été rattachées au milieu calcimorphe ;

— l'association 36 (sols bruns acides, sols bruns méditerranéens, lithosols) a été répartie entre le milieu équilibré et le milieu aluminisé en utilisant les documents cartographiques réalisés au 1/100 000 pour les feuilles d'Argelès-Perpignan (SERVANT, 1970) et de Toulon (PORTIER, 1974) ;

TABLEAU 5. — *Répartition des 46 associations de sols dans les 4 types de milieux pédogéochimiques*

Associations		I	II	III	IV
Simples	Répartition ne posant pas de problème	1 Podzols 2 Sols podzoliques 3 Sols ocres-podzoliques 6 Sols bruns acides 13 Rankers pseudo-alpins Rankers alpins Rankers à mor	4 Sols lessivés 5 Sols bruns lessivés	7 Sols bruns eutrophes 11 Sols bruns méditerranéens	8 Sols bruns calcaires 9 Rendzines typiques 10 Rendzines rouges
	Cas complexe		12 Sols rouges méditerranéens (p.p.)	12 Sols rouges méditerranéens (p.p.)	
Complexes	Répartition ne présentant pas de problème	20 Sols ocres-podzoliques et sols bruns acides 29 Podzols et lithosols 30 Sols humo-cendreux et lithosols 31 Sols ocres-podzoliques et lithosols 32 Sols ocres-podzoliques Sols bruns acides et lithosols 34 Sols bruns acides et lithosols 35 Sols bruns acides et lithosols dominants 46 Rankers alpins, Rankers pseudo-alpins et lithosols	21 Sols lessivés et sols bruns eutrophes	37 Sols bruns eutrophes et lithosols 44 Sols bruns méditerranéens et lithosols	24 Sols bruns lessivés et sols humiques carbonatés 26 Sols bruns calcaires et rendzines rouges 27 Rendzines typiques et rendzines rouges 28 Rendzines typiques et sols humiques carbonatés 39 Sols bruns carbonatés et lithosols 40 Sols bruns calcaires, rendzines typiques et lithosols 41 Rendzines typiques et lithosols
	Cas complexe	22 Sols bruns lessivés et sols bruns acides 36 Sols bruns acides, Sols bruns méditerranéens et lithosols	19 Sols podzoliques et sols lessivés 45 Sols rouges méditerranéens et lithosols	36 Sols bruns acides, Sols bruns méditerranéens et lithosols	23 Sols bruns lessivés et rendzines rouges 25 Sols bruns lessivés, Rendzines typiques et sols humiques carbonatés 33 Sols bruns lessivés, Rendzines rouges et lithosols 38 Sols bruns eutrophes, Rendzines typiques et lithosols 40 Sols bruns calcaires, Rendzines typiques et lithosols 42 Rendzines rouges, Sols rouges méditerranéens et lithosols

— l'association 19 a été rattachée au groupe II (milieu désaturé) en se référant aux données cartographiques de HOREMANS (carte pédologique au 1/100 000, Orléans).

Les différentes options ont été regroupées dans le tableau 5.

C. — *Réalisation pratique du document*

Le dessin original a été réalisé à l'échelle du 1/1 000 000. C'est ce document qui sert de référence à l'étude et à partir duquel ont été effectuées les évaluations planimétriques (cf. ci-après). Cependant, pour la présentation définitive, il a été réduit au 1/1 750 000, chaque milieu pédogéochimique étant représenté par une couleur bien déterminée. La réduction n'a pas posé de gros problèmes, sauf en ce qui concerne le Sud-Ouest (Armagnac) où, par suite de l'existence d'un grand nombre de vallées parallèles, elle s'est avérée en pratique impossible. Dans ces conditions, nous avons opté finalement pour une représentation en baguettes associant les couleurs des 2 types de milieux imbriqués (milieux lessivé et calcimorphe, correspondant respectivement aux boulbènes et aux terreforts).

On aboutit ainsi à l'esquisse présentée dans la figure *hors-texte*. A partir de ce document, un planimétrage a été réalisé, afin d'avoir une évaluation quantitative des surfaces occupées par les différents milieux pédogéochimiques en France et d'apprécier du même coup leur importance relative. Les résultats bruts enregistrés sont consignés dans le tableau 6.

TABLEAU 6

Aires occupées par des différents milieux pédogéochimiques en France

Nature des formations superficielles des milieux		Surfaces occupées (%)	
Formations superficielles jeunes (ne présentant pas d'évolution pédogéochimique caractérisée)		15	
Aires caractérisées par une évolution pédologique déterminée	I. Milieu aluminisé	27	85
	II. Milieu désaturé	24	
	III. Milieu équilibré	7	
	IV. Milieu calcimorphe	27	

Quel est le degré de confiance que l'on peut accorder à ce document cartographique et à de tels chiffres ?

Les erreurs que l'on a été à même de commettre dans le choix des contours retenus pour l'esquisse présentée sont liées, d'une part aux limites entre les différentes unités de sols sur la carte pédologique de référence au 1/1 000 000, et d'autre part aux regroupements d'associations tels qu'ils ont été conçus au cours de ce travail.

1. En premier lieu, la précision de la carte pédologique de la France au 1/1 000 000 est difficilement chiffrable, du fait qu'elle résulte de la synthèse d'un

certain nombre de travaux géographiquement dispersés et dont la qualité est naturellement inégale. Certaines zones ont été particulièrement bien étudiées d'un point de vue pédologique : Eure-et-Loire, Loir-et-Cher, Seine-Maritime, Somme, Meurthe-et-Moselle, Haut-Rhin, Graves de Bordeaux. En revanche, d'autres régions n'ont fait l'objet que d'une simple reconnaissance : Sarthe, Alpes-Maritimes, Vaucluse, Gard, Sud-Ouest. Au total, il est incontestable que le maximum d'observations pédologiques a été enregistré pour le quart Nord-Ouest et le minimum dans le quart Sud-Est (cf. carte annexe 2).

D'un autre côté, la carte ayant été mise en chantier sous la direction de A. OUDIN à partir de 1936 et la publication de l'ensemble ayant été réalisée en 1966, il semble indispensable de signaler toutes les erreurs inhérentes à l'évolution des connaissances pédologiques durant ces 30 ans. Il est bien évident que la classification des sols, les méthodes cartographiques et plus généralement les concepts utilisés quels qu'ils soient, se sont modifiés au cours de cette période. Aussi, lors de la phase finale de l'établissement du document, il a fallu procéder non seulement à la synthèse de données éparses, mais en même temps effectuer un véritable réajustement. La comparaison de la carte pédologique du quart Nord-Ouest publiée en 1952 par OUDIN, AUBERT et DUCHAUFOUR et du document définitif édité en 1966 est significative à ce sujet. Or, de tels réajustements, s'ils se sont avérés nécessaires, n'en sont pas moins une source supplémentaire d'erreurs.

Toutes ces réserves étant formulées, on constate néanmoins à l'usage que la précision de la carte pédologique de France au 1/1 000 000, bien que non chiffrable, est relativement bonne.

2. Les erreurs résultant des regroupements d'associations ont deux origines possibles :

— l'une découle de la différence pouvant exister entre certains concepts de la classification des sols adoptée lors de l'établissement de la carte et ceux de la dernière classification française (C. P. C. S, 1967) sur laquelle nous nous sommes appuyés au point de vue des caractéristiques pédologiques. En fait, cet aspect entre peu en ligne de compte dans le cas présent, puisque les concepts utilisés se sont montrés fort peu éloignés et que le réajustement a toujours pu être effectué dans les meilleures conditions.

— La deuxième cause d'erreurs résulte de l'existence d'associations complexes. En effet, ce mode de représentation nous conduit à englober, dans une zone correspondant à un type bien déterminé de milieu pédogéochimique, certains domaines dont le milieu est différent. Certes, pour pallier cet inconvénient, nous aurions pu constituer des associations de milieux pédogéochimiques ; mais dans le cadre de ce travail, il nous a semblé plus opportun de ne représenter, pour une zone complexe donnée, que le milieu pédogéochimique *dominant*. Une telle manière de voir nous a conduit ainsi, au cours d'une première phase, à préciser le type de sol dominant caractéristique de chaque association complexe, et ceci a été réalisé en faisant appel à l'ensemble des renseignements obtenus dans des études pédologiques *postérieures* à l'édition de la carte (1966). Au demeurant, il faut bien dire que ce type de représentation a pu être à l'origine d'un petit nombre d'inexactitudes supplémentaires.

En ce qui concerne enfin l'évaluation planimétrique, la méthode utilisée (planimétrie électronique) assure une précision excellente, sans commune mesure avec celle

de la documentation pédologique. Aussi est-il possible d'affirmer que la précision des résultats obtenus dans ce travail est en définitive égale à celle de la documentation pédologique.

III. — ENSEIGNEMENTS ET CONCLUSIONS

Un examen approfondi de la carte présentée peut conduire aisément à un certain nombre de remarques, qui seront relatives successivement :

— à la signification du document cartographique sur le plan de l'histoire géochimique des sols français,

— à l'étude de la répartition géographique des différents milieux pédogéochimiques,

— enfin, à l'examen de l'importance du rôle joué par chacune de ces situations au sein du territoire.

1. La carte pédogéochimique a été réalisée en s'appuyant sur les caractéristiques des sols répondant à la définition des orthotypes, c'est-à-dire de sols n'ayant subi théoriquement qu'une évolution naturelle (sols vierges) depuis le début de la pédogenèse. Dans ces conditions, le document présenté reflète en quelque sorte l'ambiance physico-chimique des horizons supérieurs des profils *telle qu'elle serait s'il n'y avait pas eu intervention humaine* (1). Cette affirmation est exacte d'une manière générale, mais ne l'est pas, par exemple, dans le cas des sols rouges décalcifiés peu profonds sur calcaire ; en effet, le défrichement et la mise en culture ont conduit à ramener des cailloux calcaires en surface (BAIZE, 1972 ; CALLOT, 1972 *a* et *b*), de sorte que le profil présente l'apparence d'une rendzine (rendzine rouge secondaire, associations 10 et 42). Aussi, peut-on dire simplement que la carte proposée donne une image de l'ambiance physico chimique des sols, telle qu'elle serait s'il n'y avait pas eu modification du complexe d'altération sous l'influence d'apports substantiels d'amendements calcaires et de gadoues particulièrement riches en cendres, c'est-à-dire consécutive à l'utilisation de diverses techniques culturales mettant en œuvre des transferts d'éléments *chimiques*. Il s'agit donc en quelque sorte d'une carte des caractéristiques physico-chimiques des sols de la France agricole jusque vers 1850.

A partir de cette donnée, il serait aujourd'hui possible en procédant à l'inventaire systématique des caractéristiques physico-chimiques des sols cultivés, reforestés ou abandonnés, de faire apparaître des irrégularités qui sont à imputer à l'intervention humaine, soit dans un sens favorable (augmentation de la saturation sous l'influence des amendements calcaires ou de certains engrais), soit dans un sens défavorable (acidification consécutive à l'utilisation d'autres engrais ou par suite de la plantation de végétaux acidifiants : résineux..., ou enfin résultant d'un abandon de la culture : lande).

2. Si l'on compare le document établi à d'autres cartes, telle la carte géologique ou la carte hypsométrique de la France à la même échelle, on constate immédiatement que la répartition des 4 types de milieux ne se fait pas d'une manière

(1) D'où, la possibilité de prévoir dans les différents cas, le comportement des divers éléments majeurs et mineurs (cf. PÉDRO et DELMAS, 1970).

quelconque. Sans entrer ici dans le détail des choses, il est possible toutefois de mettre l'accent sur plusieurs points :

Le milieu calcimorphe (IV), qui englobe la totalité des sols contenant du carbonate de calcium dans le profil, c'est-à-dire de sols *intrazonaux* au sens strict du terme, est lié nécessairement au facteur roche-mère, donc à la présence de calcaire. A l'opposé, les 3 autres milieux représentent typiquement des sols dits *zonaux* ; notons toutefois qu'en dehors des zones d'altitude, le facteur roche-mère joue dans nos régions tempérées un rôle relativement primordial. C'est ainsi que :

— le milieu aluminisé (I) se développe principalement sur les sables, les grès (Trias en particulier) et les zones granitiques ;

— le milieu désaturé (II) se rencontre surtout sur les alluvions anciennes, les matériaux sidérolithiques, les dépôts morainiques et les formations limoneuses (Lœss) ;

— enfin, le milieu équilibré (III) est caractéristique des formations argileuses ou schisteuses : schistes et argillites du Permocarbonifère, argiles du Muschelkalk et du Keuper (Trias), argiles et marnes du Lias.

3. Si l'on veut enfin mettre l'accent sur l'interprétation strictement géochimique des données quantitatives brutes rassemblées ci-dessus (tabl. 6), il s'avère nécessaire d'exclure du calcul les aires à évolution nulle ou insensible, et de ramener le reste à 100 p. 100. En opérant de la sorte, on obtient les différents chiffres reproduits dans le tableau 7.

TABLEAU 7

Répartition des milieux pédogéochimiques en France

Types de milieux	%	%	Caractéristiques fondamentales
I. Milieu aluminisé	32	60	Milieux acides ($S < T$)
II. Milieu désaturé	28		
III. Milieu équilibré	8	40	Milieux neutres ou peu alcalins ($S \geqslant T$)
IV. Milieu calcimorphe	32		

L'examen de ce tableau montre que les 3 types de milieux I, II et IV occupent sensiblement la même surface, tandis que le milieu III représente seulement 8 p. 100 du territoire. Dans ces conditions, si l'on se place d'un point de vue *global*, les milieux acides (I + II) prédominent légèrement sur les milieux neutres ou faiblement alcalins (III + IV).

Toutefois, pour avoir une conception pédogéochimique encore plus générale, il serait préférable d'extraire le milieu calcimorphe intrazonal de l'évaluation et de ne considérer que le cas des milieux zonaux à proprement parler (I, II et III). L'estimation réalisée de cette manière fait alors apparaître la prédominance écrasante des situations pédogénétiquement *acides* (88 p. 100) (milieu aluminisé : 47 p. 100 ;

milieu désaturé : 41 p. 100) par rapport aux situations zonales équilibrées (12 p. 100). C'est là un des points les plus marquants qui résulte de ce travail consacré à la caractérisation et la distribution des principaux types de milieux pédogéochimiques en France.

Reçu pour publication en avril 1973.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient M. S. HÉNIN, chef du Département d'Agronomie, pour les discussions fructueuses auxquelles il a participé tout au long du travail, M. E. SERVAT, directeur du Service d'Étude des sols I. N. R. A. Montpellier, pour avoir eu la bienveillance de faire réaliser la carte par son Service cartographique et MM. B. LENEUF et M. LAURENT de la S. C. E. T. International pour avoir mis à leur disposition un planimètre électronique. Les remerciements s'adressent aussi à M. CORNET et ses collaborateurs du Bureau de Dessin du S. E. S. Montpellier qui ont assuré la réalisation matérielle du document cartographique présenté.

SUMMARY

TENTATIVE OF GEOCHEMICAL APPROACH TO THE PEDOGEOGRAPHICAL MAP OF FRANCE (TO THE SCALE OF 1 : 1 000 000)

FEATURES AND DISTRIBUTION OF THE CHIEF TYPES OF PEDOGEOCHEMICAL ENVIRONMENTS

The pedologic classification used in France for small-scale mapping (smaller than 1 : 1 000 000) are typically morphogenetic, i. e., they implicitly take into account the processes involving during surface evolution of the soils' mineral fraction. However, as the type of geochemical evolution was not always self-evident in the documents submitted, we cast about for ways and means enabling to provide a basically pedogeochemical evaluation.

After going into the discriminatory criteria and defining four main types of pedogeochemical environments, the method so evolved was applied to the pedologic map of France to the scale of 1 : 1 000 000 (1966).

ZUSAMMENFASSUNG

GEOCHEMISCHER DEUTUNGSVERSUCH DER LANDKARTE ÜBER DIE BODENENTWICKLUNG FRANKREICHS (MAASTAB 1/1 000 000)

KENNZEICHNUNG UND EINTEILUNG DEN HAUPTTYPEN DER PÄDOGEOCHEMISCHEN UMWELT

Die in Frankreich verwendeten pädologischen Klassifizierungen bei Aufstellung der Landkarten mit kleinem Masstab (über 1 000 000) gehören zum morphogenetischen Typus, das heisst, dass sie nur folgerungsweise der Art des eingesetzten Verfahrens im Laufe der oberflächlichen Evolution der mineralischen Bödenteile Rechnung getragen haben. Da aber der Typus der geochemischen Evolution tatsächlich nicht deutlich in den vorgeschlagenen Dokumenten zum

Vorschein kommt, varen wir genötigt Modalitäten zu untersuchen, die imstande wären, uns mit einer Auslegung im wesentlichen pädogeochemischer Art zu versorgen.

Nach Erörterung der Unterscheidungskriterien und nach Festsetzung von 4 Haupttypen pädogeochemischer Milieus, wurde die Methode anhand eines ersten Versuches bei der Karte über die Bodenentwicklung in Frankreich angewandt, welche 1966 im Mastsab von 1/1 000 000 aufgestellt worden ist.

РЕЗЮМЕ

Г. ПЕДРО, С. ШЕРЕР.

Опыт геохимической интерпретации педологической карты Франции. (Масштаб 1/1 000 000).
Охарактеризование и распределение главных типов педологических сред.

Педологические классификации, применяющиеся во Франции при составлении карт малого масштаба (больше 1/1 000 000), принадлежат к морфогенетическому типу, то-есть они только подразумевают природу процесса происходящего во время поверхностной эволюции минеральной фракции почв. Но, в виду того, что в действительности, тип геохимической эволюции не выявлен ясно в предложенных документах, нужно было найти способ их чисто педологической интерпретации. После обсуждения критериев дискриминации и определения 4-х главных типов геохимической среды, описывается применение этого метода в первом опыте на педологической карте Франции, составленной в 1966-м году в масштабе 1/1 000 000.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AGAFONOFF V., 1928. Les types des sols de France. *Ann. Sc. agron*, 97-120.

AGAFONOFF V., 1933-35. Les sols de France au point de vue pédologique. *Ann. agron.* 1933, 587-650; 1935, 165-189 (carte) et 335-372.

ANNE P., 1935. Les fumures organiques, l'état calcique et la dispersion de l'argile dans les limons. *Ann. agron.*, 781-785.

AUBERT G., 1945. La répartition des terres acides en France, in *La Fumure et le sol.* Presses Documentaires, Paris, 47-64.

AUBERT G., 1965. Classification des sols. *Cahier Orstom Pédologie*, **3**, 269-288.

AUBERT G., DUCHAUFOUR Ph., 1956. Projet de classification des sols. *C. R. VIe Cong. Int. Sc. Sol*, Paris, vol. E, 597-604.

BAIZE D., 1972. Les sols développés dans la couverture des plateaux jurassiques de Bourgogne. *Sci. sol*, **1**, 37-43.

BLANCHET R., PÉRIGAUD S., CHAUMONT C., NADEAU J. C., 1960. Acidité d'échange et aluminium libre ou échangeable des sols. *Ann. agron.*, 621-649.

BONFILS P., 1972. Sols des planèzes et édifices volcaniques, in : *Les Sols dans le Paysage*, S. E. S. nº 175, Montpellier, 103-114.

BORNAND M., 1969. Les sols rouges du confluent Rhône-Isère. *Sci. sol* **2**, 3-27.

BORNAND M., 1972. Sols des Vallées et des plaines alluviales, in : *Les Sols dans le Paysage*, S. E. S. nº 175 Montpellier, 37-53.

BOULAINE J., 1970. *Les sols de France.* P. U. F. « Que sais-je » nº 1375.

CALLOT G.,1972. Les « Terres de groie » sur calcaires jurassiques en Charente. *Sci. sol* **1**, 45-62.

CALLOT G., 1972. Plateaux et Paysages calcaires, in : *Les Sols dans le Paysage*, S. E. S. nº 175, Montpellier, 69-88.

CALLOT G., JUSTE C., 1971. Caractérisation des sols humifères acides développés sur les alluvions anciennes des gaves pyrénéens. *Sci. sol* **2**, 5-26.

C. P. C. S., 1967. *Classification des sols.* Multigraph. 87 p.

DAUTRIA J.-M., PÉRIGAUD S., PEDRO G., 1971. Essai sur la caractérisation et la répartition des formes dites « évolutives » de la pédogenèse en zone tempérée froide : cas de l'aluminium et du fer. *C. R. Acad. Sc.*, **272** D 1212-1215

DUCHAUFOUR Ph., SOUCHIER B., 1966. Note sur les critères de classification des sols lessivés. *Comptes rendus Conférence de Pédologie méditerranéenne*, Madrid, 401-405.

DUDAL R., TAVERNIER R., OSMOND D. A., 1967. *Notice de la carte des sols de l'Europe au 1/2 500 000.* F. A. O., 126 p. cartes.

DUPUIS J., 1958. Observations pédologiques dans le sud de la France. *Ann. I. N. A.*, **44**, 1-60 (1 carte).

DUPUIS J., 1960. Carte pédologique schématique au 1/1 000 000 du quart nord-est de la France. *Ann. I. N. A.*, **46**, 1-12 (1 carte).

DUPUIS J., HOREMANS P., 1962. Observations sur quelques sols du Massif central. *Ann. I. N. A.*, 315-375.

DUPUIS J., 1967. *Notice explicative de la carte pédologique de la France au millionième.* I. N. R. A. (Serv. Cart. Pédo. France). *Bull.* n° 1, 56 p.

ECKMANN J. P., LAUDELOUT H., 1961. Chemical stability of hydrogen-montmorillonite suspensions. *Kolloid. Zeit.* **178**, 99-107.

FAVROT J. C., 1969. *Notice explicative de la carte pédologique de France au 1/100 000 : Vichy*, I. N. R. A., 158 p.

FAVROT J. C., 1972. Sols des nappes détritiques de la périphérie du Massif central, in : *Les Sols dans le paysage*, S. E. S. n° 175, Montpellier, 55-67.

FEDOROFF N., 1969. *Les sols du plateau de Valensole.* Thèse 3e cycle, Paris.

FRANC DE FERRIÈRE J., 1947. Carte schématique des pH du sol de la France. *Comptes rendus Conférence de Pédologie méditerranéenne*, Alger-Montpellier, 164-169.

GEDROIZ K. K., 1928. *Der absorbierende Bodenkomplex.* Dresde 1929.

GLAESER G., MANTIN L., MERING J., 1967. Études sur l'acidité de la montmorillonite. *Int. Géol. Congress Copenhague*, Part XXIV. *Proc. of the Int. Committee for the study of Clays*, 28-34.

HARRASOWITZ H., 1926. Laterit. *Forsch. Geol. Paleont.* (Berlin), 4, 253-565.

HETIER J.-M., 1971. Caractérisation et répartition de quelques sols sur roches volcaniques du Massif central (région de Menet, Cantal). *Sci. sol*, 2, 51-82.

HISSINK D. J., 1925. Base exchange in soils. *Trans. Faraday Soc.*, 551-617.

JACKSON M. L., 1963. Aluminium bonding in soils ; A unifiyng principle in soil science. *Soil Sc. Soc. Amer. Proc.* **27**, 1-10.

JACKSON M. L., 1963. Interlayering of expansible layers silicates in soils by chemical weathering. *Clays and Clay minerals*, 11*th-conf.*, 29-46, Pergamon Press, New York.

JAMAGNE M., 1973. *Contribution à l'étude pédogénétique des formations lœssiques du Nord de la France.* Thèse Fac. Sc. agron. Gembloux, 445 p.

LEGROS J. P., 1972. Sols sur granite du Massif central, in : *Les Sols dans le paysage*, S. E. S. n° 175, Montpellier, 89-101.

MILLOT G., 1964. *Géologie des argiles.* Paris. Masson Éd., 499 p.

OUDIN A., 1936. Cartographie des sols de France. *Bull. A. F. E. S.*, 237-242.

OUDIN A., 1937. Classification pédologique et cartographie des sols de France. *C. R. Acad. Agric.*, 415-421.

OUDIN A., AUBERT G., DUCHAUFOUR Ph., 1952. Notice de la carte des sols de France (quart nord-ouest). *Éc. Nat. des Eaux et Forêts*, Nancy, 19 p.

PAQUET H., 1969. *Évaluation géochimique des minéraux dans les altérations et les sols des climats méditerranéens et tropicaux à saisons contrastées.* Thèse Fac. Sc. Strasbourg, 348 p.

PÉDRO G., 1964. Principes géochimiques de la pédogenèse : incidences minéralogiques. *C. R. VIIIe Cong. Int. Sc. Sol*, Bucarest, **3**, 1087-1094 (1967).

PÉDRO G., 1966. Essai sur les caractérisation géochimiques des différentes processus zonaux résultant de l'altération des roches superficielles (cycle alumino-silicique). *C. R. Acad. Sc.* **262** D, 1828-1831.

PÉDRO G., 1968. Distribution des principaux types d'altération chimique à la surface du globe. Présentation d'une esquisse géographique. *Rev. Géog. phys. et Géol. dyn.* **10**, 5, 457-470.

PÉDRO G., JAMAGNE M., BEGON J. C., 1969. Mineral interactions and transformations in relation to pedogenesis during the Quaternary. *Soil Sc.*, **107**, 6, 462-469.

PÉDRO G., DELMAS A. B., 1970. Les principes géochimiques de la distribution des éléments-traces dans les sols. *Ann. agron.*, **21**, 483-518.

PÉDRO G., JAMAGNE M., BEGON J.-C., 1974. Les deux grandes voies de l'évolution pédologique à caractère acide en milieu tempéré froid et humide. *Xe congrès Int. Sc. Sol*, Moscou (sous-presse).

PLAISANCE G., 1957. Bibliographie des sols de France. *Ann. Centre Études Doc. Paléont.*, **21**, 245 p.

POLYNOV B. B., 1937. *The cycle of weathering.* Th. Murby, 220 p.

PORTIER J., 1974. *Notice explicative de la carte pédologique de France au 1/100 000 : Toulon*, I. N. R. A. (sous presse).

ROBERT M., 1970. Étude expérimentale de la désagrégation du granite et de l'évolution des micas. *Ann. agron.* **21**, 777-817 ; 1971. *Ann. agron.* **22**, 43-93 et 155-181.

ROBINSON G. W., 1928. The nature of clay and its signifiance in the weathering cycle. *Nature*, **121**, 903.

SERVANT J., 1970. *Notice explicative de la carte pédologique de France au 1/100 000 : Argelès-Perpignan.* I. N. R. A., 114 p.

SERVANT J., 1972. Marais et basses plaines maritimes du littoral français, in : *Les Sols dans le paysage*, S. E. S. nº 175, Montpellier, 25-35.

SIGMOND A. J. de, 1933. Principles and scheme of general soil system. Rech. sur le sol. *A. I. S. S.*, **3**, 3, 103-126.

TARDY Y., 1969. *Géochimie des altérations. Étude des arènes et des eaux de quelques massifs cristallins d'Europe et d'Afrique.* Thèse Fac. Sc. Strasbourg, 273 p.

ANNEXE I

LISTE DES ASSOCIATIONS DE SOLS DE LA CARTE PÉDOLOGIQUE DE LA FRANCE (échelle 1/1 000 000)

N°	Dénomination générale Nom de l'association	Contenu typologique de l'association (la signification des symboles utilisés est rassemblée *in fine*)
1	Podzols	Pz
2	Sols podzoliques	SPz — I[Pz + SL(Pg)]
3	Sols ocres-podzoliques	SOcPz — I[Pzhfe + SBAc]
4	Sols lessivés	SL — I[SL + (Pz)]
5	Sols bruns lessivés	SBL — I[SBE + SBCb]
6	Sols bruns acides	SBAc — I[SL en plaine + SOcPz en altit.]
7	Sols bruns eutrophes	SBE + SBCa — I[SBCb]
8	Sols bruns calcaires	SBCb — I[Rz]
9	Rendzines typiques	RzTp — I[RzR + SBCa + SBCb]
10	Rendzines rouges	RzR — I[SBCa + SBCb + RzTp]
11	Sols bruns méditerranéens	SBMd
12	Sols rouges méditerranéens	SRMd — I[RzTp + RzR]
13	Rankers pseudo-alpins	
	Rankers alpins, rankers à mor	Rkcl + RkE
14	Sols de tourbières	Rkcl + RkE
15	Sols d'alluvions fluviatiles	Rkcl + RkE
16	Sols d'alluvions marines	Rkcl + RkE
17	Sols de dunes	Rkcl + RkE
18	Lithosols	L
19	Sols podzoliques et sols lessivés	SPz + SL — I[Pz]
20	Sols ocres-podzoliques et sols bruns acides	SOcPz + SBAl — I[SPz + TO]
21	Sols lessivés et sols bruns eutrophes	SL + SBE — I[SBCa + SBcb]
22	Sols bruns lessivés et sols bruns acides	SBL + SBAc — I[SL]
23	Sols bruns lessivés et rendzines rouges	RzR + SBcb + SBL
24	Sols bruns lessivés et sols humiques carbonatés	RzTp + RzR + SBcb + RzN — I [SBL]
25	Sols bruns lessivés, rendzines typiques et sols humiques carbonatés	RzTp + RzR + SBcb + SBL + Shcb
26	Sols bruns calcaires et rendzines rouges	SBcb + RzR

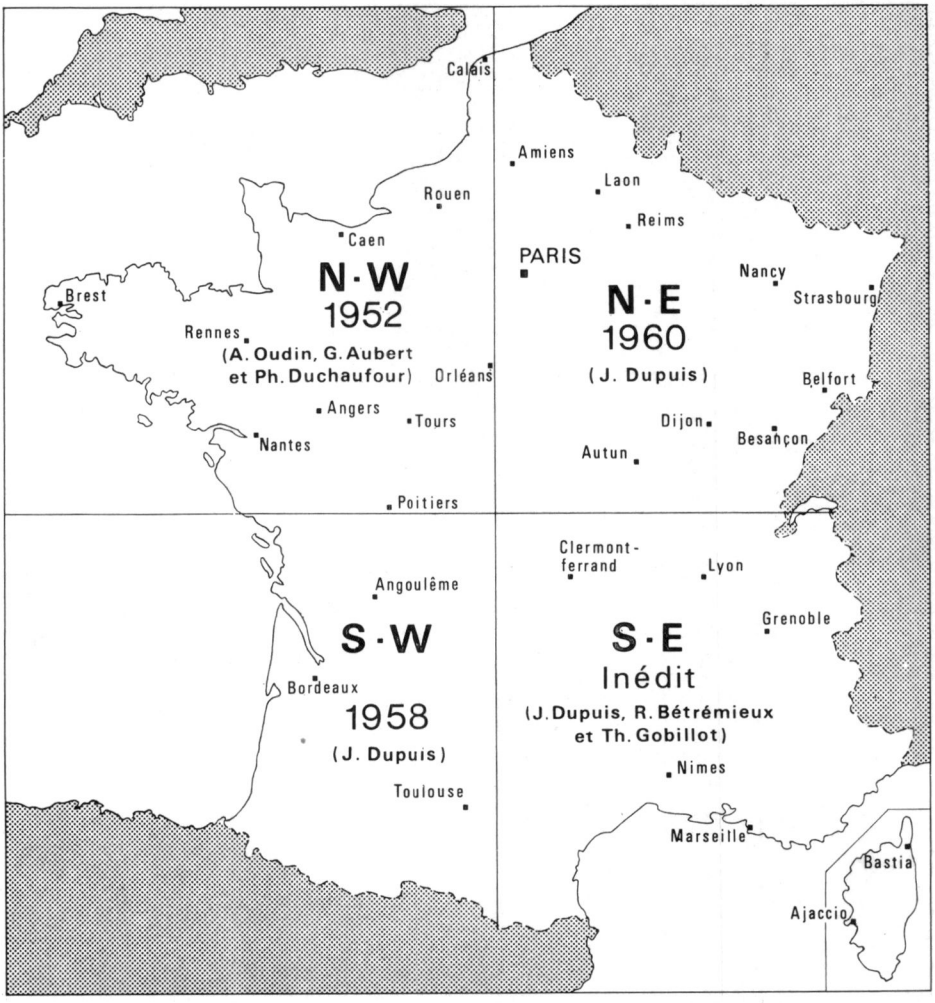
N°	Dénomination générale Nom de l'association	Contenu typologique de l'association (la signification des symboles utilisés est rassemblée *in fine*)
27	Rendzines typiques et rendzines rouges	RzTp + RzR — I[SBcb + SL]
28	Renzines typiques et sols humiques carbonatés	RzTp + Shcb — I[SBcb + SL + TE]
29	Podzols et lithosols	Pz + L
30	Sols humo-cendreux et lithosols	Shcd + I[Rk + SBac + L]
31	Sols ocres-podzoliques et lithosols	SOcPz + L — I[Rk]
32	Sols ocres-podzoliques, sols bruns acides et lithosols	SOcPz + SBac + L
33	Sols bruns lessivés, rendzines rouges et lithosols	SBL + RzR + L
34	Sols bruns acides et lithosols	SBAc + I[SOcPz + Rk]
35	Sols bruns acides et lithosols	SBAc + L — I[SOcPz]
36	Sols bruns acides, sois bruns méditerranéens et lithosols	SBAc + SBMd + L
37	Sols bruns eutrophes et lithosols	SBE + L
38	Sols bruns eutrophes, rendzines typiques et lithosols	SBE + Rz + L — I[SBcb + L]
39	Sols bruns calcaires et lithosols	SBcb + L
40	Sols bruns calcaires, rendzines typiques et lithosols	SBcb + Rz + L — I[SBca]
41	Renzines typiques et lithosols	RzTp + L — I[SBcb + SRMd]
42	Rendzines Rouges, sols rouges méditerranéens et lithosols	RzR + SRMd + L
43	Rendzines typiques, sols humiques carbonatés et lithosols	Rz + Shcb + L
44	Sols bruns méditerranéens et lithosols	SBMd + L — I[SRMd]
45	Sols rouges méditerranéens et lithosols	SRMd + L
46	Rankers alpins, rankers pseudo-alpins et lithosols	RkA + L

SIGNIFICATION DES SYMBOLES UTILISÉS

dans l'annexe 1

Ac	Acide
B	Brun
Ca	Calcique
Cb	Carbonaté
Cd	Cendreux
Cl	Climatique
E	Eutrophe
Er	d'érosion
fe	ferrugineux
h	humo-
I...	Inclusion de...
L	• Seul = lithosol
	• en association avec d'autres symboles : lessivé
Md	Méditerranéen
Oc	Ocre
Pz	• Seul = Podzol
	• en association avec d'autres symboles : podzolique
R	Rouge
Rz	Rendzine
S	Sol
Tp	Typique

ANNEXE 2


Calais
Amiens
Laon
Rouen
Reims
Caen
PARIS
Nancy
N·W
1952
Brest
Strasbourg
N·E
1960
Rennes
(A. Oudin, G. Aubert
et Ph. Duchaufour)
Orléans
(J. Dupuis)
Belfort
Angers
Tours
Dijon
Besançon
Nantes
Autun
Poitiers
Clermont-
ferrand
Lyon
Angoulême
Grenoble
S·W
S·E
Inédit
Bordeaux
(J. Dupuis, R. Bétrémieux
et Th. Gobillot)
1958
(J. Dupuis)
Nimes
Toulouse
Marseille
Bastia
Ajaccio

Ann. agron., 1974, **25** (1), 49-60.

UTILISATION DE L'ÉNERGIE SOLAIRE PAR UNE CULTURE DE *VIGNA SINENSIS*

II. — Assimilation nette et accroissement de matière sèche, influence du phototropisme sur la photosynthèse des premières feuilles

R. BONHOMME, C. VARLET GRANCHER et P. ARTIS

Station de Bioclimatologie,
Centre de Recherches agronomiques des Antilles et de la Guyane, I. N. R. A.,
Domaine Duclos
97170 Petit-Bourg (Guadeloupe)

RÉSUMÉ

La mesure de l'assimilation nette des feuilles cotylédonaires de *Vigna sinensis* a été réalisée en conditions contrôlées (fig. 1 *a*). Il est ainsi possible, connaissant les éclairements reçus dans les conditions naturelles, d'évaluer la production de matière sèche horaire du jeune semis (fig. 4). Si l'on compare la photosynthèse calculée de cette culture à celles de couverts végétaux théoriques ne présentant pas de phototropisme, il apparaît que celui-ci procure un léger gain (fig. 6) ; cet effet est plus accentué pour les premières heures de la journée.

I. — INTRODUCTION

Dans un précédent article (Varlet Grancher et Bonhomme, 1972), nous avons montré que l'héliotropisme des jeunes feuilles de *Vigna sinensis* favorise une captation très forte d'énergie solaire dans les premières heures de la journée. Nous nous proposons d'étudier l'influence de ce phototropisme sur la production de matière sèche d'un semis au stade « deux feuilles cotylédonaires » (photo 1, article I).

Pour étudier, à l'échelle d'une journée par exemple, la photosynthèse de ce couvert végétal simple, il importe de connaître :

— la variation du pouvoir photosynthétique des feuilles cotylédonaires en fonction de l'éclairement ;
— les rayonnements captés par la culture aux différentes heures de la journée ;
— la surface foliaire recevant, à un instant donné, un rayonnement donné.

Il est alors possible d'estimer la production de matière sèche par unité de surface

du sol. La validité de cette estimation est vérifiée en comparant les résultats des calculs à des mesures pondérales directes, en plein champ, sur de courtes périodes.

L'influence de l'héliotropisme sur la photosynthèse des premières feuilles peut être évaluée en comparant l'accroissement de matière sèche calculé de la culture réelle à ceux qui seraient obtenus par des couverts végétaux constitués de feuilles identiques ayant des inclinaisons constantes.

2. — PHOTOSYNTHÈSE DES FEUILLES COTYLÉDONAIRES EN FONCTION DE L'ÉCLAIREMENT

Les semis de *Vigna sinensis* V 53 sont réalisés en hydroponique dans les conditions naturelles et alimentés par une solution nutritive ; les feuilles utilisées sont les deux feuilles cotylédonaires opposées et ont entre 6 et 12 jours.

2. 1. — *Mesure de l'assimilation nette*

La chambre d'assimilation utilisée a été réalisée à la station de Bioclimatologie de Versailles et est analogue à celle décrite par ailleurs (M. CHARTIER, et P. CHARTIER, 1971). Les feuilles dont la surface S est planimétrée sont placées dans une petite enceinte ventilée (approximativement 1 ms^{-1}), maintenue à la température de 29°C. Un débit d'air connu Q (environ 200 lh^{-1}) circule dans la chambre de façon à ce que la différence de concentration en gaz carbonique $\Delta(CO_2)$ entre l'entrée et la sortie (mesurée à l'aide d'un analyseur infrarouge Cosma, 0-500 v.p.m. CO_2) n'excède pas 50 v.p.m. Quatre lampes (quartz-iode Osram 1 000 W) permettent d'obtenir, après traversée d'une couche d'eau destinée à diminuer les rayonnements infrarouges, des éclairements pouvant atteindre 1 300 W m^{-2} sur les feuilles horizontales. L'assimilation nette N (kg de CO_2 m^{-2} s^{-1}) se calcule à partir de S : m^2, Q : m^3 s^{-1}, $\Delta(CO_2)$: kg de CO_2 m^{-3} (CHARTIER, 1969) :

$$N = \Delta(CO_2) \cdot Q/S$$

Pour obtenir une bonne précision, la surface utilisée pour une mesure est voisine de 100 cm^2. Une séquence de dix éclairements croissants a été choisie et dure 3 heures ; il a été montré que l'ordre des éclairements a peu d'influence. La température des feuilles croît avec l'éclairement et atteint au maximum 37° C.

Les mesures d'assimilation nette faites en conditions contrôlées devant aboutir à des comparaisons avec les résultats obtenus en plein champ, une attention particulière doit être portée aux conditions expérimentales.

2. 2. — *Précautions expérimentales*

Des différences dans les résultats obtenus avec des feuilles développées dans les mêmes conditions, nous ont conduit à attacher une grande importance à la position et au mode d'alimentation hydrique des feuilles dans la chambre d'assimilation.

Il est nécessaire d'assurer une parfaite horizontalité des feuilles ; en effet, la figure 1 *b* montre des différences de consommation en CO_2 pour des feuilles libres ou maintenues horizontales (courbe B et C). Pour les forts éclairements, les feuilles libres tendent à se placer verticalement pour diminuer l'énergie captée et conduisent ainsi à des photosynthèses supérieures.

Le mode d'alimentation hydrique influence beaucoup les résultats d'assimilation nette obtenus. La figure 1 *a* permet de comparer les mesures effectuées avec des plantes entières maintenues dans leur pot de culture (la surface de celui-ci est recouverte de mastic : Terostat) : courbe A, ou avec une alimentation hydrique par le pétiole sectionné avant d'être immergé : courbe B. Les plantes dont les racines

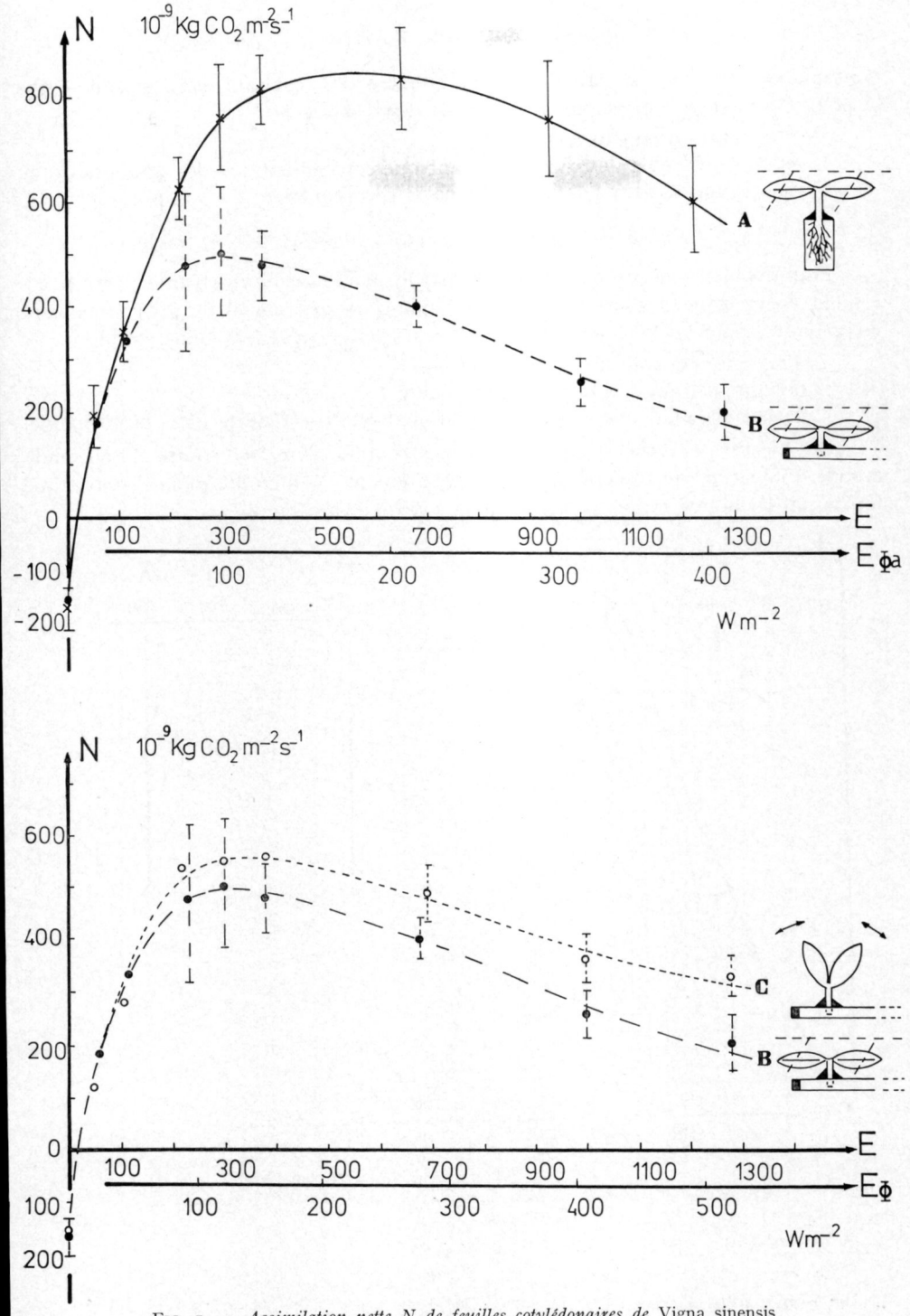


FIG. 1. — *Assimilation nette N de feuilles cotylédonaires de* Vigna sinensis *en fonction de l'éclairement énergétique incident E, utile* E_{Φ} *et utile absorbé* $E_{\Phi a}$

1 *a*) A : Feuilles horizontales, plantes en pots ;
B : Feuilles horizontales, alimentation hydrique par le pétiole sectionné.

1 *b*) B : Feuilles horizontales, alimentation hydrique par le pétiole sectionné ;
C : Feuilles libres, alimentation hydrique par le pétiole sectionné.

Valeurs moyennes et intervalles de confiance à 95 p. 100

sont placées directement dans l'eau conduisent à des résultats inermédiaires entre A et B. On peut interpréter ces résultats de deux manières :

— alimentation en eau défectueuse ;
— action favorable des racines en tant que consommateurs des produits de la photosynthèse sur l'assimilation nette des feuilles.

2. 3. — *Calcul des rayonnements utiles absorbés par les feuilles*

Pour évaluer l'énergie utile absorbée par les feuilles soumises à un certain éclairement énergétique (mesuré en W m^{-2} à l'aide d'un pyranomètre), il est nécessaire de connaître pour les longueurs d'onde utiles à la photosynthèse (400-700 nm) :

— l'énergie reçue au niveau des feuilles ;
— la composition spectrale de cette énergie ;
— le coefficient d'absorption monochromatique des feuilles dans cette bande.

Des mesures effectuées à l'aide d'un spectroradiomètre Isco équipé d'une sonde mobile ont permis de tracer la courbe d'éclairement énergétique monochromatique fourni par les lampes après traversée de la couche d'eau (fig. 2).

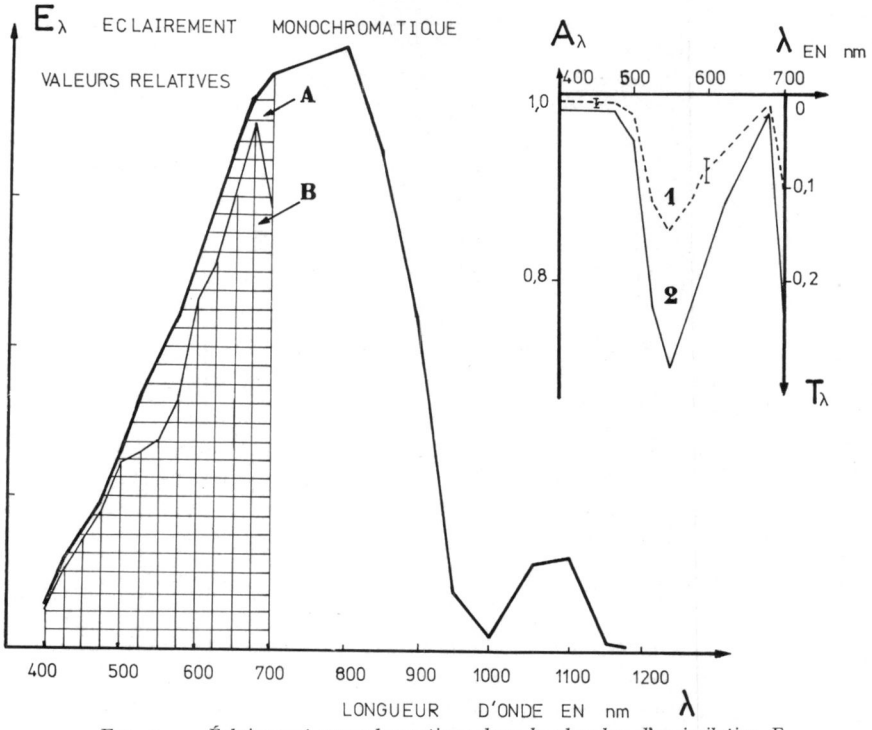


FIG. 2. — *Éclairement monochromatique dans la chambre d'assimilation E*

A : Énergie utile à la photosynthèse : $\int_{400}^{700} E\lambda \cdot d\lambda$;

B : Énergie utile absorbée : $\int_{400}^{700} A\lambda \cdot E\lambda \cdot d\lambda$;

Aλ : Courbe 2, facteur d'absorption monochromatique estimé des feuilles $A\lambda = 1 - 2\ T\lambda$;
Tλ : Courbe 1, facteur de transmission monochromatique mesuré (moyennes et intervalles de confiance à 95 p. 100).

La mesure du facteur de transmission monochromatique $T\lambda$ de dix feuilles a été réalisée à l'aide de ce même appareil. De nombreux auteurs ont constaté que pour des feuilles minces, les facteurs monochromatiques de réflexion et de transmission sont égaux : la figure 2 montre la variation en fonction de la longueur d'onde λ du facteur d'absorption monochromatique estimé :

$$A\lambda = 1 - 2\,T\lambda$$

Si E est l'éclairement énergétique reçu au niveau des feuilles horizontales

$$E = \int_{300}^{3000} E\lambda \cdot d\lambda$$

la part d'énergie utile à la photosynthèse est E_Φ/E :

$$E_\Phi/E = (1/E) \cdot \int_{400}^{700} E\lambda \, d\lambda = 0{,}41$$

et la part d'énergie utile absorbée est $E_{\Phi a}/E$:

$$E_{\Phi a}/E = (1/E) \cdot \int_{400}^{700} A\lambda \, E\lambda \, d\lambda = 0{,}32$$

3. — ESTIMATION ET MESURE DE LA PRODUCTION DE MATIÈRE SÈCHE DU COUVERT VÉGÉTAL

3. 1. — *Estimation de la photosynthèse des feuilles primitives dans les conditions naturelles*

Connaissant la production de matière sèche d'une feuille en fonction de l'énergie utile absorbée (fig. 1 *a*, courbe A), le calcul de la photosynthèse du jeune semis nécessite l'évaluation :

— des rayonnements utiles absorbés par les feuilles aux différentes heures de la journée ; il importe donc de mesurer les éclairements incidents mais aussi leur composition spectrale ;

— des surfaces de feuilles recevant ces rayonnements.

Dans les conditions naturelles, l'énergie solaire incidente sur un plan horizontal se compose du rayonnement diffusé par le ciel D (mesuré par un pyranomètre muni d'un pare-soleil) et du rayonnement solaire direct S ($S = I \sin h$, h : hauteur du soleil) ; $G = D + S$, est le rayonnement global (mesuré par un autre pyranomètre). Dans la culture, les feuilles sont soumises, à un instant donné, à trois formes de rayonnements : direct, direct intercepté et rediffusé par une autre feuille, diffusé par le ciel. L'unité de surface de feuille reçoit donc les éclairements utiles :

— $I_{\Phi a} \cdot \cos \varphi$ au soleil : $I_{\Phi a}$ étant l'énergie solaire directe utile absorbée sur un plan perpendiculaire au rayon solaire, φ l'angle entre ces rayons et la normale à la feuille ;

— $(I_\Phi \cdot T)_a$ à l'ombre ; T étant le facteur de transmission des feuilles dans le domaine utile à la photosynthèse ;

— $D_{\Phi a}$ quelles que soient la situation et l'orientation de la feuille (ANDERSON, 1969) ; $D_{\varphi a}$ étant l'énergie utile diffusée par le ciel et absorbée.

La journée du 26 juin 1971 va nous servir d'exemple de calcul des différents éléments nécessaires pour l'estimation de la photosynthèse.

3. 11. *Évaluation des rayonnements absorbés.*

Deux pyranomètres placés au-dessus de la culture mesurent D et G et, par différence $S = I \sin h$. Les résultats de mesures de composition spectrale de D et G (BONHOMME, 1970), sont utilisés pour calculer les énergies utiles à la photosynthèse D_Φ et G_Φ (et ainsi I_Φ) aux différentes heures ; par ciel clair :

$$D_\Phi/D \text{ varie de } 0{,}45 \text{ à } 0{,}62$$
$$G_\Phi/G \text{ varie de } 0{,}40 \text{ à } 0{,}47$$

Connaissant la variation du facteur d'absorption monochromatique des feuilles (fig. 2), il est possible de calculer les énergies utiles absorbées ; aux différentes heures d'une journée ensoleillée, nous avons obtenu des valeurs voisines de

$$D_{\Phi a} = 0{,}90\ D_\Phi$$
$$G_{\Phi a} = 0{,}88\ G_\Phi$$

La figure 3 montre les valeurs de G, D, S mesurées ainsi que celles de $D_{\Phi a}$ et $S_{\Phi a}$ estimées pour la demi-journée considérée.

Les variations des angles φ ayant été mesurées antérieurement (VARLET GRANCHER et BONHOMME, 1972), nous avons tous les éléments pour calculer les énergies utiles absorbées par les feuilles.

3. 12. *Surface des feuilles ensoleillées ou ombrées.*

Dans le cas de la culture au stade deux feuilles primitives, il n'y a jamais d'ombre portée par une feuille sur l'autre. Par unité de surface de sol, la surface relative des feuilles ombrées est donc nulle et celle ensoleillée est 0,08 (indice foliaire f du couvert végétal).

3. 13. *Calcul de la photosynthèse du jeune semis.*

La figure 3 montre, aux différentes heures, l'énergie utile absorbée par les feuilles Est et Ouest. La courbe A de la figure 1 *a* permet de connaître la production de matière sèche qui correspond à une certaine énergie utile absorbée. L'ensemble des feuilles Est ou Ouest ayant chacun un indice foliaire de 0,04, il est ainsi possible de calculer à un instant la photosynthèse totale du couvert : 0,04 N_1 (feuilles Est) + 0,04 N_2 (feuilles Ouest) et par sommation sur des intervalles d'une heure, la production de matière sèche journalière.

3. 2. — *Comparaison de l'estimation et de la mesure de l'accroissement de matière sèche du couvert végétal*

3. 21. *Méthode.*

Sur une culture de *Vigna* faite en hydroponique, dans des conditions d'alimentation minérale et hydrique analogues à celles des plants utilisés dans la chambre d'assimilation, des mesures directes de l'accroissement en matière sèche ont été effectuées. La surface et la matière sèche

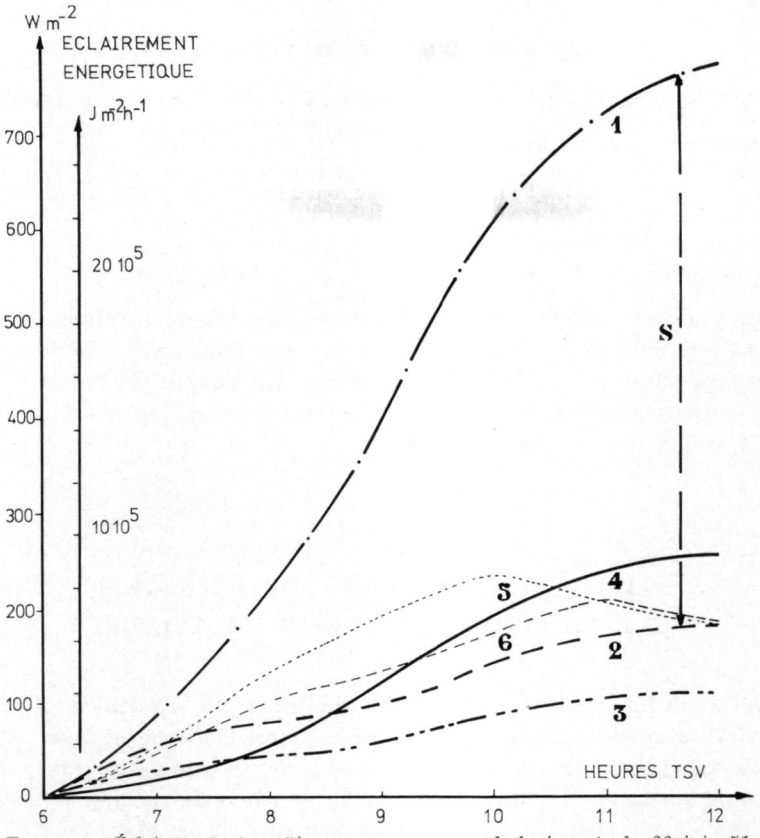


FIG. 3. — *Éclairements énergétiques reçus au cours de la journée du 26 juin 71*

1 : Rayonnement global G, mesuré
2 : Rayonnement diffusé par le ciel D, mesuré
3 : Rayonnement diffus utile absorbé par les feuilles, $D\Phi_a$
4 : Rayonnement direct utile absorbé par les feuilles horizontales $S\Phi_a$
5 : Énergie utile captée par les folioles Ouest
6 : Énergie utile captée par les folioles Est
S : Rayonnement solaire direct, calculé.

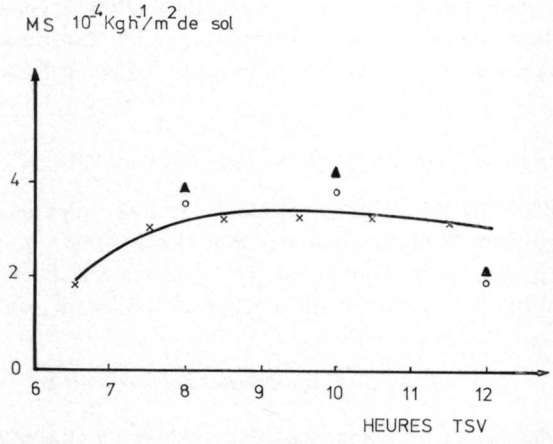


FIG. 4. — *Comparaison de l'estimation et de la mesure de l'accroissement de matière sèche* Vigna sinensis, *feuilles cotylédonaires, indice foliaire* f = *0,08*

× : Valeurs calculées, 26 juin 71, G = 220 · 10^5 Jm^{-2}, D/G = 0,26.
▲ : Valeurs mesurées, 26 juin 71.
○ : Valeurs mesurées, 27 juillet 71, G = 200 · 10^5 Jm^{-2}, D/G = 0,28.

(24 h à 105°C) de 10 feuilles Est et 10 feuilles Ouest ont été évaluées sur des intervalles de 2 heures. Il est ainsi possible sur des demi-journées à rayonnement global élevé de mesurer directement l'accroissement de matière sèche d'une culture d'indice foliaire 0,08.

Il est nécessaire de convertir les valeurs d'assimilation nette obtenues (kg CO_2 m^{-2} s^{-1}) en accroissement de matière sèche (kg m^{-2} s^{-1}) ; nous avons admis la validité du coefficient 0,68 kg/kg CO_2 (Mc Cree *et al.*, 1966).

3. 22. *Résultats.*

Il apparaît sur la figure 4 que les valeurs calculées et mesurées sont en bon accord pour les premières heures de la journée ; ceci confirme la validité du mode de calcul de production de matière sèche du jeune semis à partir des mesures de photosynthèse faites en conditions contrôlées. Toutefois, une baisse dans les valeurs mesurées intervient au milieu de la journée.

4. — INFLUENCE THÉORIQUE DU PHOTOTROPISME SUR LA PHOTOSYNTHÈSE DE LA CULTURE

Après avoir montré qu'il était possible d'évaluer par le calcul la production de matière sèche d'un couvert végétal constitué de jeunes feuilles primitives, nous allons estimer l'importance théorique du phototropisme de ces feuilles. Pour celà nous comparons la photosynthèse de la culture à celle des couverts végétaux constitués par des feuilles de même pouvoir photosynthétique, de même orientation Est-Ouest mais dont l'inclinaison i est fixe : 0°, 30°, 60°, 90°.

4. 1. — *Comparaison des rayonnements absorbés*

La méthode de calcul est analogue à celle employée précédemment et utilise les résultats exposés dans la partie I ; il est cependant nécessaire d'évaluer les rayonnements directs interceptés et transmis à travers les feuilles. L'éclairement de l'unité de surface de feuille ombrée est : $I_\Phi \cdot T$; le facteur de transmission des feuilles T est très voisin de 0,05 dans la gamme des radiations directes utiles à la photosynthèse (§ 2.3.).

4. 2. — *Comparaison des surfaces de feuilles ombrées ou éclairées*

Pour les feuilles Est, si nous considérons les faces supérieures et inférieures, l'indice foliaire ensoleillé le matin est 0,04. Pour les feuilles Ouest, l'indice foliaire ensoleillé est : $0{,}04 - 0{,}04 \sin (i - h)/\sin (i + h)$ pour $i \geqslant h$ et 0,04 pour $i < h$; l'indice foliaire ombré est respectivement $0{,}04 \sin (i - h)/\sin (i + h)$ et 0.

4. 3. — *Comparaison des productions de matière sèche*

Pour que les calculs de photosynthèse des modèles de couverts végétaux soient possibles, il est nécessaire de vérifier que pour un éclairement absorbé donné, la production de matière sèche est la même, que cette énergie soit reçue par la face supérieure

ou inférieure. En nous limitant pour des raisons techniques à une alimentation hydrique des feuilles par le pétiole sectionné, nous n'avons pu mettre en évidence de différences significatives entre ces deux positions des feuilles (fig. 5).

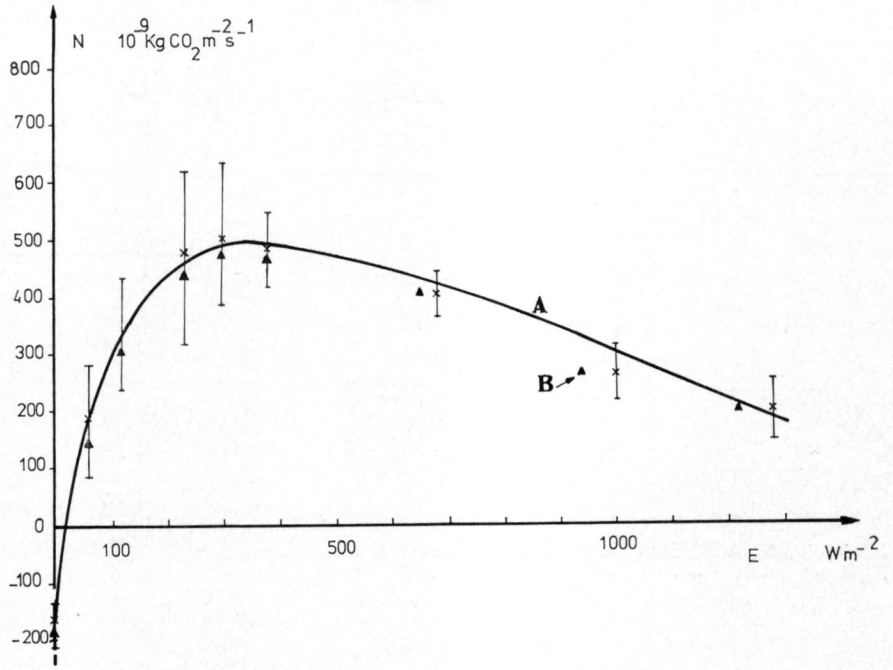


FIG. 5. — *Comparaison de l'assimilation nette N de feuilles cotylédonaires de* Vigna sinensis *pour différents éclairements reçus sur la face inférieure ou sur la face supérieure*

Alimentation hydrique par le pétiole sectionné

A : Face supérieure éclairée
B : Face inférieure éclairée

Valeurs moyennes ; intervalles de confiance à 95 p. 100

La figure 6 montre, pour la demi-journée considérée, l'évolution de la production de matière sèche des feuilles ensoleillées ou ombrées. Pour cet exemple, de 6 h à 12 h T.S.V., les photosynthèses totales de la culture et des modèles sont indiquées dans le tableau suivant. Pour cette belle demi-journée, le phototropisme procure un gain de 10 p. 100 environ dans la production de matière sèche.

Production de matière sèche du couvert végétal.

Journée du 26 juin 71, de 6 h à 12 h T.S.V.
Feuilles cotylédonaires, indice foliaire de la culture 0,08

Culture		1 313	mg/m² de sol
Modèles	$i = 0°$	1 190	—
	$i = 30°$	1 207	—
	$i = 60°$	1 205	—
	$i = 90°$	1 188	—

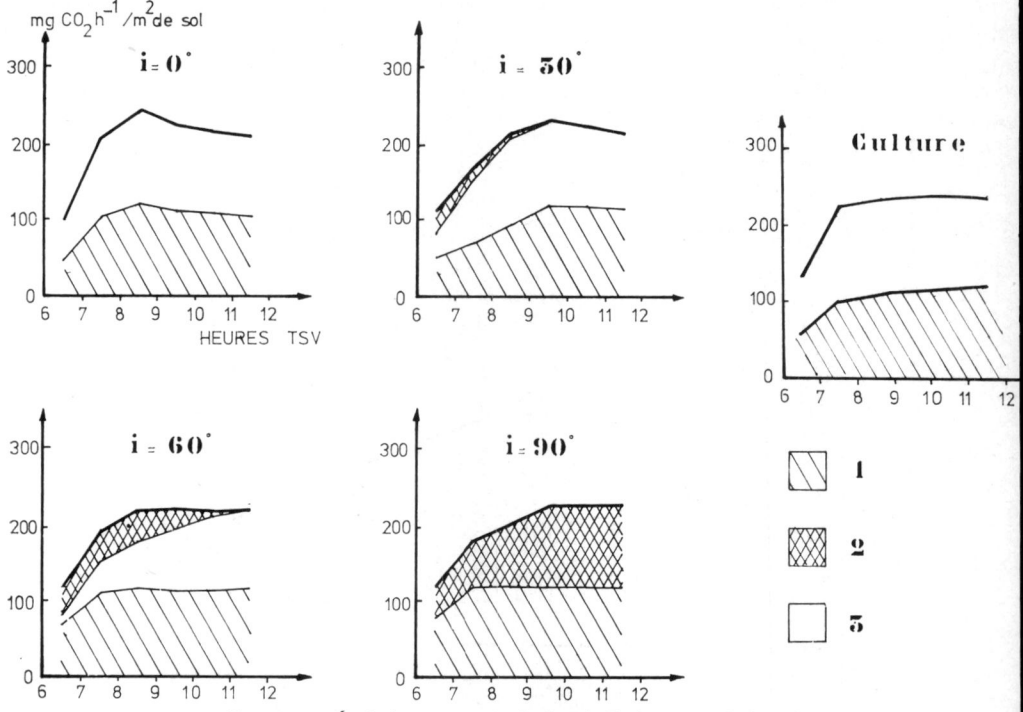


FIG. 6. — *Évolution comparée de l'assimilation nette de la culture et des couverts théoriques dont les feuilles ont une inclinaison constante*

i = 0°, 30°, 60°, 90°

1 : Production des feuilles Est.
2 : Production des feuilles Ouest ombrées.
3 : Production des feuilles Ouest ensoleillées.

4. 4. — *Discussion des résultats*

Deux facteurs influent beaucoup sur l'intérêt du phototropisme pour l'augmentation de la photosynthèse des feuilles cotylédonaires :

— l'importance du rayonnement direct ;
— la diminution de production en milieu de journée.

4. 41. *Importance du rayonnement solaire direct.*

Lorsque la part de rayonnement diffus augmente, les écarts entre la photosynthèse du couvert réel et des couverts théoriques décroissent. Dans l'exemple de calcul précédent, le rapport D/G est de 0,26 et les écarts de l'ordre de 10 p. 100 ; par une autre journée ensoleillée, D/G = 0,42, et les écarts sont seulement de l'ordre de 6 p. 100.

Il est cependant possible que les simplifications faites (en ne considérant pas les obstructions d'une feuille par l'autre, et en supposant la qualité du rayonnement diffus identique, quelle que soit l'inclinaison de la surface réceptrice) sous-estiment l'importance du rayonnement direct dans le phototropisme.

4. 42. *Importance de la diminution de production en milieu de journée.*

Pour une énergie captée donnée, on observe souvent qu'une feuille a une photosynthèse plus forte le matin et plus faible en milieu de journée. Le phototropisme entraînant une production très importante dans les premières heures, il s'ensuit que le gain réel qu'il procure est certainement supérieur aux estimations théoriques.

5. — CONCLUSION

A partir des mesures en conditions contrôlées de l'assimilation nette des feuilles primitives de *Vigna sinensis* et du calcul des éclairements reçus en conditions naturelles au cours d'une journée, il est possible d'évaluer la production de matière sèche de ce couvert végétal simple. La comparaison des valeurs calculées à celles mesurées directement permettent de considérer comme valable la méthodologie employée.

Si l'on compare la photosynthèse de cette culture à celles qui seraient obtenues par des couverts végétaux constitués par des feuilles identiques mais ne présentant pas d'héliotropisme, il apparaît que, dans tous les cas, celui-ci procure un léger gain dans la matière sèche produite ; cet effet est plus accentué par ciel très clair.

Reçu pour publication en octobre 1973.

SUMMARY

USE OF SOLAR RADIATION BY A CROP OF *VIGNA SINENSIS*
II. — NET ASSIMILATION AND INCREASE OF DRY MATTER ; INFLUENCE OF PHOTOTROPISM ON PHOTOSYNTHESIS OF COTYLEDONAR LEAVES

Photosynthesis of *Vigna sinensis* cotyledonar leaves are measured in assimilation chamber (fig. 1 *a*). Calculation of the dry matter production can be realised from this leaf assimilation curve and irradiation of seedling in natural conditions (fig. 4). It appears that heliotropism of this canopy yields a photosynthesis increase in comparison with crops the foliage of which make a given inclination ; this effect is favourable particularly in the early morning (fig. 6).

ZUSAMMENFASSUNG

AUSNÜTZUNG DER SONNENENERGIE FÜR EINE *VIGNA SINENSIS*-KULTUR.
II. — BEMERKBARE ASSIMILATION UND TROCKENSTOFFZUNAHME, EINFLUSS DES PHOTOTROPISMUS AUF DIE PHOTOSYNTHESE, DER ERSTEN BLÄTTER

Die Messung der bemerkbaren Assimilation der Keimblätter der *Vigna sinensis* wurde unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt (Abb. 1 *a*). Es ist so möglich, da man die unter natürlichen Bedingungen erhaltene Belichtung kennt, die stündliche Trockenstoffzunahme des jungen Sämlings zu schätzen (Abb. 4). Wenn man die errechnete Photosynthese dieser Kultur mit theoretischen Pflanzungen, die keinen Phototropismus aufweisen, vergleicht, kommt man zu dem Ergebnis, dass dieser zu einem leichten Zuwachs führt (Abb. 6). Dieser Effekt ist in den ersten Tagesstunden deutlicher ausgeprägt.

РЕЗЮМЕ

Употребление солнечной энергии культурой коровьего гороха (*Vigna sinensis*) II Чистая ассимиляция и увеличение содержания сухого вещества. — Влияние фототропизма на фотосинтез первых листьев.

Р. БОНОММ, К. ВАРЛЕ-ГРАНШЕ, П. АРТИС.

В контролируемых условиях проводилось измерение чистой ассимиляции семядольных листочков коровьего гороха (Рисунок 1 *a*). При знании освещенности молодых культур в природных условиях можно оценить их продукцию в отношении сухого вещества за единицу времени (час) (Рисунок 4). При сравнении рассчитанного фотосинтеза этих культур с фотосинтезом теоритических растительных покровов не проявляющих фототропизма, в случае этого последнего отмечается небольшая прибавка (Рисунок 6); эффект этот более силен в первые часы дня.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANDERSON M. C., DENMEAD O. T., 1969. Short wave radiation on inclined surfaces in model plant communities. *Agron. J.*, **61** (6), 867-872.

BONHOMME R., 1970. Composition spectrale des rayonnements solaire et céleste et énergie disponible pour les végétaux. *Cahiers de l'Association Française de Biométéorologie*, III, **3**, 23-31.

CHARTIER P., 1969 *a*. Assimilation nette d'une culture couvrante. I. Détermination de l'assimilation nette de la culture à partir d'une analyse théorique. *Ann. Physiol. Vég.*, **11** (2), 123-159.

CHARTIER P., 1969 *b*. Assimilation nette d'une culture couvrante. II. La réponse de l'unité de surface de feuille. *Ann. Physiol. Vég.*, **11** (3), 221-263.

CHARTIER M., CHARTIER P., 1971. Design of an air conditioned assimilation chamber for detached leaves. *Photosynthetica*, **5** (1), 74-75.

MC CREE K. J., THOUGHTON J. H., 1966. Prediction of growth rate at different light levels from measured photosynthesis and respiration rates. *Plant Physiol.*, **41**, 559-566.

VARLET GRANCHER C., BONHOMME R., 1972. Utilisation de l'énergie solaire par une culture de *Vigna sinensis*. I. Étude théorique de l'influence de l'héliotropisme des feuilles sur l'interception des rayonnements. *Ann. agron.*, **23** (4), 407-417.

Ann. agron., 1974, **25** (1), 61-91.

SUR LE COMPORTEMENT DE CULTIVARS DE BLÉ TENDRE (*TRITICUM AESTIVUM* L. EM. THIELL.) CULTIVÉS SEULS, OU EN ASSOCIATIONS BINAIRES EN LIGNES ALTERNÉES

Ch. BALDY

Station de Bioclimatologie,
Centre national de Recherches agronomiques, I. N. R. A.,
78000 Versailles

RÉSUMÉ

Cet article fait partie d'une série qui traite des divers aspects de l'écologie des Blés. Après un tour d'horizon bibliographique et une brève présentation des méthodes utilisées, les principaux résultats obtenus sont analysés.

Des variations notables de production existent entre lignes dans des cultures pures ; elles sont dues surtout à la variabilité des peuplements, et elles sont moins marquées qu'entre cultivars associés. L'orientation et l'écartement des lignes jouent des rôles importants sur la structure de la végétation.

L'origine de la compétition entre organes évolue avec le stade atteint par les plantes. Son effet sur le développement de chaque brin est bien mis en évidence par les associations en lignes alternées. On peut analyser notamment par ce moyen le rôle des talles tardives et des épis dominés sur le rendement final, en grain et en matière sèche totale, et l'intérêt que peut présenter l'utilisation de « variétés-populations » pour la régularisation des rendements en conditions difficiles. On met aussi en évidence le rôle de la compétition pour la lumière entre talles pendant la montaison, et ses effets, variables selon le type morphologique des Blés. Diverses conclusions d'ordre agronomique en sont tirées.

INTRODUCTION

Cet article fait partie d'une série qui comporte d'une part, deux mises au point bibliographiques sur l'utilisation de l'énergie solaire par les Graminées au cours de leur développement (BALDY, 1972, 1973 *a*) et sur l'enracinement du Blé (BALDY, 1973 *b*), et d'autre part la présentation de résultats personnels portant sur l'assimilation photosynthétique nette du Blé en conditions naturelles (BALDY, 1973 *c*) et sur

l'extinction du rayonnement solaire dans plusieurs cultivars de Blé, et l'effet des associations binaires de ceux-ci sur l'affaiblissement du rayonnement dans le couvert (BALDY, 1973 *d*) (1).

La modification des relations mutuelles au cours de la croissance de génotypes associés d'une même espèce botanique, et leur évolution respective au sein du peuplement sont encore assez mal connues : beaucoup de résultats (intéressants par ailleurs) proviennent de situations artificielles ou de conditions de semis très différentes de celles de la grande culture. JACQUARD (1972, comm. écrite) a présenté une définition générale des *effets de groupe* dans des peuplements végétaux. Pour ne pas préjuger du sens des actions réciproques entre individus, on parlera ici de leurs relations *mutuelles*. Le terme de *compétition* sera utilisé dans le sens de DONALD (1963) quand « chacun « des organismes considérés recherche la quantité de tout facteur qui lui est nécessaire, « si la disponibilité *instantanée* de celui-ci est inférieure à la demande combinée des « différents organismes présents ».

L'étude des relations interspécifiques est plus développée (Cf. BALDY, 1964) que celle des relations intraspécifiques. L'analyse des travaux disponibles démontre l'identité des phénomènes de compétition entre plantes dans les deux cas ; la variation morphologique, peu importante à l'intérieur d'un même cultivar, peut masquer certains effets.

L'utilisation de cultivars présentant une faible variabilité phénotypique constitue une caractéristique fondamentale des créations actuelles de Blés. On peut se demander si cette orientation ne risque pas d'aboutir à une impasse, et si d'autres voies de recherches ne sont pas à envisager maintenant, compte tenu du niveau atteint par la sélection. C'est ainsi qu'on peut étudier comment réagissent les *individus* (plantes ou talles) d'un peuplement, quand une diversification morphologique est introduite dans celui-ci. On verra que la littérature manque souvent de précisions à ce sujet, en particulier en ce qui concerne l'évolution des différents facteurs du rendement au cours de la vie des cultures, et dans quelle mesure les travaux présentés ici permettent de préciser le problème.

Des éléments d'information portant sur l'évolution de la masse sèche aérienne totale, et sur l'évolution des composants du rendement en grain seront présentés, dans le cas de quatre cultivars de Blés tendres de type hiver et cinq de type printemps, cultivés dans des conditions de milieu de plein champ aussi variées que possible, grâce à la modification de l'orientation et de l'écartement des lignes de semis, et à l'association binaire en lignes alternées des cultivars de chaque groupe. Ces essais ont duré cinq années au total.

ÉLÉMENTS BIBLIOGRAPHIQUES

Les conditions de croissance des racines ont été envisagées dans un article précédent (BALDY, 1973 *b*) : des différences minimes de leur vitesse de croissance, ou de leur capacité d'absorption instantanée des ions induisent des différences considérables dans le développement des plantes : les racines croissent plus vite que les parties aé-

(1) L'ensemble constitue de plus une Thèse de Docteur-Ingénieur, soutenue le 27 avril 1973 à l'Université de Paris-Sud (Centre d'Orsay) sous la direction de M. le Professeur LEMÉE.

riennes, de la levée à la fin du tallage, et ont une influence déterminante sur l'évolution ultérieure des parties aériennes du Blé.

L'évolution des conditions climatiques peut favoriser le développement ultérieur de plantes d'abord gênées (effet d'homéostasie). Mais la domination d'une plante par l'autre aboutit le plus souvent à la disparition progressive de la plus faible ; des différences minimes dans les optimums de température peuvent suffire (EAGLES, 1972) : la vitesse d'absorption des ions et la respiration obscure en dépendent notamment directement (MAERTENS, 1970 ; PLANCHON, 1973 ; STOY, 1965 *inter alia*). Chaque génotype d'un *mélange* peut réagir différemment aux conditions d'une année donnée, ce qui aboutit à une régularisation de la production interannuelle du mélange par rapport à ses constituants (JENSEN, 1965, par exemple).

De la levée à la fin du tallage, les feuilles se recouvrent généralement peu, et de façon aléatoire ; mais les faibles énergies incidentes hivernales, les journées courtes et les basses températures limitent le développement des plantes de Blés d'hiver en zone « tempérée ». Les conditions climatiques sont plus favorables aux Blés de printemps, et ces derniers peuvent parfois atteindre à la floraison des masses sèches analogues à celles des Blés de type hiver.

Dès le début de la montaison, l'ombrage mutuel des organes devient *systématique* ; notons qu'on n'a *jamais* compétition spatiale : les feuilles et tiges occupent généralement moins d'un millième du volume atmosphérique délimité par la culture.

KIRA *et al.* (1955, 1957, par exemple) ont mis en évidence des variations systématiques des poids et des vitesses de croissance de plante à plante dans des peuplements purs, et des phénomènes de compensation dans le *temps* qui expliquent l'homogénéité apparente des cultures (effets d'homéostasie).

L'efficacité des organes chlorophylliens dépend dans une large mesure de leur disposition spatiale (cf. BALDY, 1973 *a*). L'efficience des niveaux inférieurs est commandée par la position plus ou moins dressée des feuilles (ANGUS *et al.*, 1972) ; l'ombrage des brins les plus courts par les plus longs réduit rapidement leur évolution (FRIEND, 1965). La situation des plantes dans le champ agit aussi : les lignes situées en face sud ont des rendements en matière sèche totale et en grain supérieurs de 30 p. 100 à la moyenne de la parcelle, en climat atlantique (BROWN et WEIBEL, 1957 ; WATSON et FRENCH, 1971) : le développement des talles tardives en est favorisé. On verra plus loin que nos résultats recoupent ceux-ci.

Le rendement dépend notamment de la densité de semis, comme l'ont mis en évidence de nombreux auteurs (GRADCHANINOVA, 1967 ; HODANOVA, 1967 ; PUCKRIDGE et DONALD, 1967, par exemple). Il est stable et maximal, entre 100 et 400 pieds par mètre carré, et décroît à moins de 50 pieds par m^2, comme aux fortes densités (plus de 600 pieds m^{-2}) ; le tallage-épi décroît fortement quand la densité augmente, et il disparaît pratiquement dès 600 pieds par m^2 : seul le brin-maître se développe, et de nombreux pieds disparaissent au cours du développement. Les caractéristiques des épis sont également modifiées : à fort peuplement,le nombre d'épillets fertiles diminue et de nombreuses fleurs avortent à la floraison (HODANOVA, *loc. cit.*). Cet effet est d'autant plus marqué que le Blé a des feuilles à port plus étalé (THORNE et BLACKLOCK, 1971), et des lignes de semis plus serrées (GREEN et *al.*, 1971).

Les relations mutuelles dans des mélanges de génotypes ont été étudiées plus particulièrement en Europe de l'est (DEMKIN, 1966), et aussi aux États-Unis : ainsi

JENSEN (1965) a mis en évidence l'intérêt de mélanges de *lignées* semés en proportions définies ; SUNESON (1949) avait déjà montré comment certains éléments d'un mélange s'éliminent progressivement au cours des années, et l'évolution différente suivie par un même mélange semé dans des régions écologiques différentes. Cependant ces résultats sont controversés par d'autres (PETROVA, 1970) : Pour pouvoir espérer des résultats satisfaisants, il faut que les cultivars associés aient des caractéristiques morphologiques et phénologiques *compatibles* ; nous verrons, à la lumière de nos propres résultats, quel sens donner à ce terme. NGUYEN-VAN (1970) a bien mis en évidence l'importance de la simultanéité des montaisons, pour qu'un composant ne domine pas systématiquement l'autre.

Les effets de compétition dus aux racines ont été nettement distingués de ceux provenant des parties aériennes dans les travaux de EAGLES (1972), sur le Dactyle pelotonné. Si les effets les plus visibles sont dus à la compétition pour la lumière pendant la montaison, l'origine des décalages constatés provient souvent de différences de croissance des enracinements : la compétition pour la lumière amplifie les phénomènes, sans en être la cause première.

Dans le cas de mélanges interspécifiques, la diversification des réactions physiologiques à l'environnement fournit des situations très variées, qui vont de la *coopération* à l'*antagonisme*, selon les espèces en présence et les conditions de culture. Ainsi un semis de Luzerne dans l'Orge améliore généralement la levée et les premiers stades de la croissance de cette légumineuse ; si la céréale demeure en place trop longtemps, le manque de lumière deviendra nocif, et compromettra l'évolution de la Luzerne (PENDLETON, 1957).

Les mauvaises herbes ont des effets analogues : la céréale les dominera souvent ; mais au-delà d'un seuil de pullulation, leur évolution, généralement rapide, pourra étouffer la culture (ASPINALL et MILTHORPE, 1959 ; IDRIS et MILTHORPE, 1965, par exemple). Il semble qu'en cas d'infestation multiple, les interactions entre systèmes racinaires jouent un rôle prédominant : chaque mauvaise herbe occupe un « créneau » de la croissance de la céréale (ERVIÖ, 1972).

La densité et l'orientation du semis, et la juxtaposition de phénotypes en lignes alternées paraissent pouvoir apporter des éléments de connaissance intéressants. Ils ont été utilisés, dans le cadre des analyses de croissance faites à dates rapprochées, pendant cinq années, afin d'apporter des réponses aux problèmes posés par l'analyse des données bibliographiques disponibles. Nous verrons comment, dans les pages suivantes.

RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX

1. — *Conditions de milieu et techniques expérimentales*

La Station expérimentale de La Minière est située à 160 m d'altitude, par 49°N de latitude et 2°E de longitude, à l'Ouest de Paris, sur des sols de *limons des plateaux* de plus de deux mètres d'épaisseur, dans des conditions de forte exposition au vent.

Les données climatiques *normales* sont les suivantes : (tabl. 1).

Un poste climatique complet est installé à proximité immédiate des essais. Les conditions climatiques ont assez fortement varié d'une année à l'autre. Les gelées au sol n'ont eu aucun effet notable sur les essais, bien qu'elles puissent se produire jusqu'en mai, et les températures minimales sous abri n'ont pas dépassé — 10°C pendant les cinq années étudiées en hiver, ce qui fait

qu'aucun problème n'est apparu dans ce domaine. Par contre, des orages violents en juin et début juillet ont provoqué une verse importante, presque chaque année, sur les cultivars sensibles; ceci a permis d'observer des différences importantes entre cultivars. La pluviosité a varié d'une année à l'autre, en répartition plus qu'en valeur globale : ainsi un déficit marqué (plus de 150 mm) a pu être constaté en fin de culture en 1970 et 1971.

TABLEAU I

Normales climatiques de Versailles (1928-1967)

	Oct.	Nov.	Déc.	Jan.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Année
(1)	10,9°	6,6°	3,6°	2,7°	3,6°	6,7°	9,6°	12,8°	16,0°	17,9°	17,5°	15,3°	10,9°
(2)	128	64	49	62	89	150	184	225	249	246	230	175	1 849
(3)	54	56	52	52	39	36	46	56	52	52	56	54	604

(1) Températures moyennes mensuelles sous abri en degrés et dizièmes.
(2) Insolation totale moyenne mensuelle en heures.
(3) Pluviométrie moyenne mensuelle en millimètres.

Les essais ont été mis en place par le Service de l'Expérimentation du Département d'Amélioration des plantes, grâce à la diligence de M. FÉLIX, qui a bien voulu assurer aussi l'analyse finale des essais : ceux-ci ont ainsi pu être comparés à l'ensemble des expérimentations réalisées à La Minière.

Des Blés d'hiver ont été utilisés pendant deux ans : Prieur, Champlein, Moisson et Joss. Joss a remplacé Moisson en 1969, pour tenir compte de la mauvaise adaptation de ce cultivar aux conditions locales. Ces Blés d'hiver ont permis d'étudier l'évolution des phénomènes de l'automne à l'été suivant.

Pour avoir des cultivars morphologiquement plus différenciés, les essais ont porté les trois années suivantes sur des Blés de type printemps, semés en mars en 1971 et 1972, et en avril en 1970 (à cause d'une fin d'hiver exagérément pluvieuse). Leur développement a été fortement différent d'une année à l'autre.

Le tableau 2 résume un certain nombre de caractéristiques intéressantes des Blés utilisés. En 1971 et 1972, deux lignées-sœurs (tirées du croisement *Yaktana 54* × *Norin 10* Brevor 21/1C) : N 66 et N 68, ont été introduites dans les essais pour diversifier au maximum la morphologie des cultivars utilisés.

TABLEAU 2

Caractères principaux des Blés utilisés dans les essais
(extraits du Bulletin des Variétés de Céréales I. N. R. A. - G.E.V.E.S. 1971)

	Prieur	Moisson	Joss	Champlein	Rex	César	Atys
Alternativité.....	3	1	1	5	9	9	9
Précocité	7	6,5	4,5	5	7	7,5	6
Résistance à la verse	4,5	7	7,5	7	7	6	6,5
Hauteur	6	4	4,5	4,5	3,5	5,5	3,5

Ces caractères sont notés de (9) : type printemps strict, très précoce, très résistant à la verse, très haut, à (1) : type hiver strict, très tardif, très sensible à la verse, très nain.

Chaque Blé a été cultivé seul (culture pure) ou en associaton binaire en lignes alternées avec chaque autre. En 1971, deux essais jumelés ont été implantés, l'un avec Rex, César et Atys, l'autre avec Rex, N 66 et N 68, et leurs cultures pures ont été semées à 16 et 32 cm d'écartement. Les Blés d'hiver, quant à eux, ont été semés dans deux orientations : nord-sud et est-ouest. Tous les essais ont été analysés en blocs au hasard, les lignes jumelées étant traitées comme des split-plots (COCHRAN et COX, 1957).

Des prélèvements échelonnés des parties aériennes de chaque cultivar (pur ou associé) ont été effectués tous les 8 à 15 jours, pendant la période de végétation active. Huit à 12 échantillons de chaque traitement ont été prélevés chaque fois (segments de ligne de 0,50 m de long).

Diverses déterminations ont été faites à chaque prélèvement, sur tout ou partie des échantillons : nombre de pieds et de talles ; poids frais et sec (global, ou par tranches de végétation, en séparant tiges, feuilles et épis) ; taille des brins.

La surface des limbes a été étudiée en établissant expérimentalement des formules de régression valables à 10 p. 100 près :

pour les feuilles de jeunesse (développées avant le début de la montaison :

$$S = 0{,}83\ L \cdot l$$

pour les feuilles adultes (trois dernières feuilles formées) :

$$S = 0{,}75\ L \cdot l$$

La surface des tiges a été assimilée à la projection plane du cylindre, en ce qui concerne l'indice équivalent de surface foliaire :

$$S = L \cdot d$$

et au demi-périmètre du cylindre, pour les calculs d'assimilation nette, en comptant gaînes et tiges ensemble.

S : surfaces en cm^2 ; L : longueurs ; l : largeurs des limbes en cm ;
d : diamètre des tiges (diamètre moyen, y compris les gaînes) en cm.

2. — *Relations mutuelles entre plantes, dans les peuplements de Blé étudiés*

a) *Effets des conditions de semis* (densité, orientation, écartement des lignes...) *sur l'évolution des cultures.*

Les effets de bordure et d'orientation des lignes ont été étudiés plus particulièrement sur le rendement en grain des Blés d'hiver en 1968, dans le cas de l'association de Prieur et Moisson 3 lignes à 3 lignes :

semis orienté : Est-ouest		Rendement		Nord-sud	Rendement ($g\ m^{-2}$)	
Lignes	sud	852	S	est	682	NS
	centrales	764		centrales	690	
	nord ...	676		ouest ..	697	

plus petite différence significative : 20 $g\ m^{-2}$.

L'effet de l'*orientation* est hautement significatif, tant pour les lignes de bordure que pour l'ensemble des parcelles en semis est-ouest. Il est par contre nul entre les prélèvements du semis nord-sud, mais légèrement inférieur au semis est-ouest (les deux essais ne pouvant être statistiquement comparés entre eux).

Ceci laisse penser que l'énergie solaire utilisable constitue le principal facteur de discrimination entre faces nord et sud des parcelles, mais que l'effet des vents d'ouest est plus sensible en semis est-ouest : on a constaté plus de verse et de dissémination des parasites dans ce cas.

Ces observations, confirmées par l'expérience du terrain de FÉLIX (comm. pers.) ont conduit à choisir l'orientation nord-sud pour tous les essais ultérieurs à

la Minière, afin d'avoir des résultats aussi homogènes que possible, et une certaine autoprotection contre les vents violents de secteur ouest.

L'influence de l'*écartement* des lignes de semis (16 ou 32 cm) sur les productions de matière sèche et de grain a été étudiée en 1971 sur cinq Blés de printemps. Ils étaient semés à 48 grains par mètre linéaire dans les deux cas. Les principaux résultats sont schématisés, par unité de surface (fig. 1) et par talle moyenne (fig. 2).

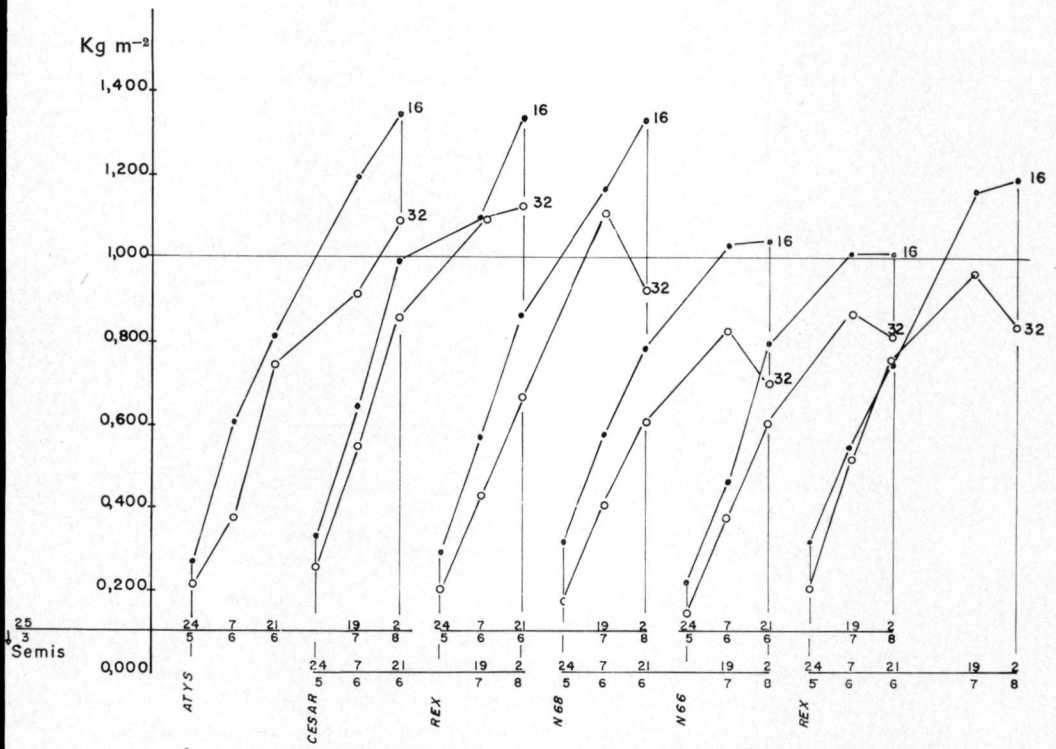


FIG. 1. — *Évolution de la masse sèche de Rex, César Atys, N 66 et N 68, en cultures pures et associées*

a) cultures pures ; *b*) associations de cultivars français ;
c) associations de Rex avec N 66 et N 68

Dans les figures
A : moyenne des deux cultivars purs (X + Y)/2 ;
B : moyenne des deux cultivars associés :
16 : semis à 16 cm d'écartement ;
32 : semis à 32 cm d'écartement ;

Les dates de prélèvements sont en *abscisses* et les masses sèches (exprimées en kg/m² de culture) en *ordonnées*

Le poids des talles de Rex augmente avec l'écartement (1,6 g à 16 cm, et 1,87 à 32 cm), comme aussi le nombre de talles par pied-moyen, ce qui compense 80 p. 100 de la réduction théorique de rendement due à la réduction du nombre de pieds. Par contre, ni le poids moyen, ni le nombre de talles par pied des deux Blés demi-nains ne varient proportionnellement à l'écartement, et leur rendement en matière sèche et en grain dépend presque directement du nombre de pieds survivants à la récolte.

Le poids sec moyen des *épis* pour les deux écartements de 1971 est présenté au tableau 3 : notablement plus élevé chez les Blés français à 32 cm d'écartement, on constate qu'il est au contraire réduit dans ce cas chez les Blés demi-nains, du fait d'un nombre plus important de *tardillons* peu productifs.

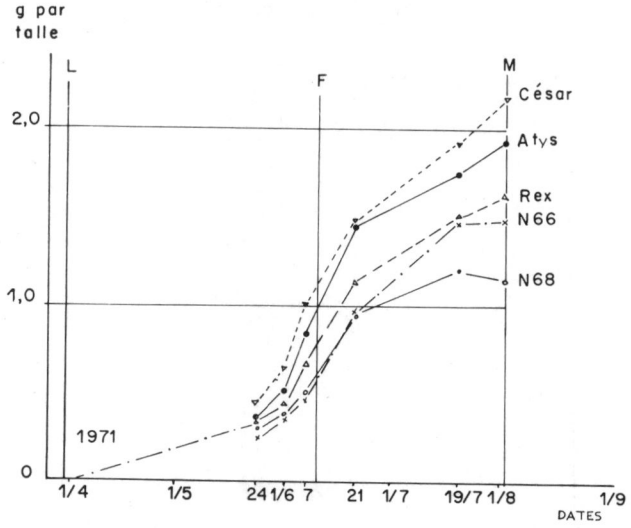


FIG. 2. — *Évolution des cinq Blés de printemps semés à 16 cm d'écartement en 1971, exprimée en grammes* par talle

L : levée ; F : période de floraison ; M : maturation
Dates d'observation en abscisses

TABLEAU 3

Masse sèche moyenne par épi (1) *en grammes et* (2) *fraction de la masse sèche totale représentée par les épis, par rapport aux parties aériennes*

Mesures faites le 2 août 1971, sur des cultures à (A) 16 et (B) 32 cm d'écartement et 48 grains semés par mètre linéaire

Cultivars		Atys	César	Rex	N 68	N 66
(1)	A	0,74 ± 0,04	0,92 ± 0,04	0,66 ± 0,09	0,69	0,90
	B	1,20	1,15	0,75 ± 0,01	0,63	0,59
(2)	A	39	44	41,5	61,5	61,5
	B	44	43	41,5	53	50

Des variations de la production entre lignes et entre pieds ont été mises en évidence de 1970 à 1972 ; on a ainsi pu distinguer des effets dus à la croissance irrégulière de deux lignes successives dans une parcelle (cf. GREEN *et al.*, 1971, ou WATSON et FRENCH, 1971) de ceux qu'on doit attribuer à la coexistence de deux cultivars en lignes alternées. Pour ce faire, les prélèvements de tous les échantillons à une date

donnée ont été faits sur les mêmes lignes de semis, ce qui a éliminé l'effet de l'emplacement dans le bloc. Une analyse de variance a été effectuée sur chaque date, en confondant tous les traitements (à 16 cm d'écartement). Les effets transitoires mis en évidence à la floraison (particulièrement sur Rex et Atys) ont disparu à la fin du stade « remplissage » du grain ou à la maturation.

Les résultats de 1971 ont été exprimés en pourcentage de la moyenne générale de chaque prélèvement (tabl. 4). Un échaudage important a réduit les écarts entre parcelles et entre cultivars, et les lignes légèrement dominées pendant leur montaison paraissent avoir profité de l'abri ainsi créé.

TABLEAU 4

Comparaison de la croissance moyenne de la masse sèche des Blés N 66, N 68, Rex, César et Atys en 1971, et variabilité constatée de ligne à ligne dans ces prélèvements, en pourcentages

Dates	24-5	07-6	21-6	19-7	2-8
Rex	100 ± 20	98 ± 6	98 ± 4	100 ± 4	100 ± 6
César	115 ± 2	111 ± 10	111 ± 21	95 ± 7	100 ± 3
Atys	92 ± 8	105 ± 1	91 ± 12	104 ± 10	100 ± 3
N 66	79 ± 12	92 ± 8	103 ± 30	94 ± 13	90 ± 1
N 68	109 ± 4	107 ± 8	101 ± 2	97 ± 7	98 ± 4
P.p.d.s.	19,5	17,5	25,0	18,0	17,0

Les différences de masse sèche constatées entre parcelles sont dues surtout à des variations du nombre de pieds prélevés sur chaque ligne : chaque fois qu'un manque existe, les pieds voisins se développent plus ; en conséquence, le nombre de talles varie beaucoup entre échantillons, mais non leur poids unitaire. Des pieds isolés ont souvent (mais non toujours) plus de talles que des pieds en touffe.

Tous ces résultats, qui confirment les données disponibles de la littérature, montrent que l'évolution d'un cultivar donné dépend étroitement de son environnement, compte tenu de son potentiel génétique, qui lui interdit de dépasser certaines limites (tallage-épi, hauteur, développement des épillets...). Il peut ainsi compenser plus ou moins complètement les irrégularités de semis, ou les conditions microclimatiques locales (position dans le champ...). Le développement en touffe se traduit souvent par un affaiblissement du poids moyen des talles dans celle-ci. Mais beaucoup d'effets transitoires disparaissent au cours de la végétation : inapparents à la récolte, la connaissance de ces effets permet d'expliquer les réactions d'un cultivar donné aux conditions défavorables transitoires, et d'extrapoler plus aisément d'une année déterminée à une autre, comme on le verra.

b) *Évolution phénologique des éléments du peuplement.*

On a pu suivre séparément l'évolution du nombre de pieds et de talles, par prélèvements échelonnés : la mortalité des *pieds* a été étudiée plus particulièrement sur les Blés d'hiver (fig. 3) : à partir d'un semis à 225 grains par mètre carré (gr m^{-2}),

le nombre de pieds a décrû régulièrement jusqu'à la maturité (205 ± 50 le 10 avril, 130 le 10 juillet 1968). A cette date, les différences entre cultivars sont significatives : la mortalité de Moisson (47 p. 100 en culture associée) est supérieure à celle de Prieur en association, et à celle des deux cultures pures. Cet effet influe naturellement sur la structure des peuplements.

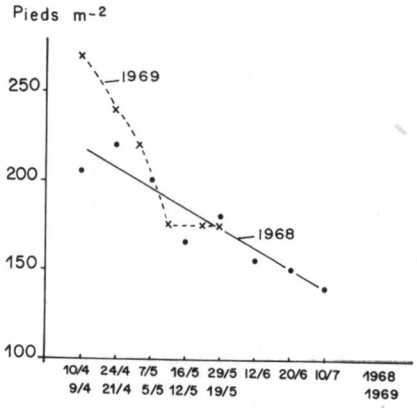


FIG. 3. — *Évolution, au cours de la végétation, du nombre de pieds par m² des Blés cultivés en 1968 et 1969* (Blés d'hiver)
Moyenne de 4 à 8 répétitions par prélèvement, pour chaque cultivar, en culture pure et associée. Valeur moyenne de l'ensemble des cas observés

La figure 4 illustre l'évolution du nombre des talles en 1969, mais des résultats analogues ont été obtenus chaque année. On constate que le rythme de l'évolution est différent de celui des pieds : le nombre de talles augmente jusqu'au 7 mai, puis décroît plus ou moins rapidement. Le nombre de talles était plus important en 1969 qu'en 1968, en raison du nombre plus important de grains semés par mètre carré, mais aussi du fait du remplacement de Moisson par Joss, et d'une plus faible mortalité hivernale. Mais la masse sèche *par talle* était identique les deux années. Les pieds qui disparaissent précocement portent rarement plus d'une talle, ce qui augmente d'autant le tallage apparent moyen fin avril-début mai. Le nombre maximal de talles décomptables dépend étroitement du cultivar (1). Ainsi Champlein atteint 1 600 talles m^{-2}, alors que Prieur ne dépasse pas 1 100. A la floraison, toutes les données sont homogénéisées, et on a de 600 à 800 talles par mètre carré à la maturité.

Selon qu'un Blé est cultivé pur ou associé à un autre, son tallage par pied évolue différemment (fig. 5) : ceci a des conséquences importantes pour le rendement final, car le tallage-épi constitue un des éléments fondamentaux de la productivité (JONARD *et al.*, 1952). Deux maximums de tallage apparaissent souvent, quand chaque cultivar a un rythme de développement différent, et un des Blés paraît se soumettre au rythme de l'autre dans l'association : beaucoup de talles ne peuvent achever leur cycle dans ce cas, car la concurrence de l'autre cultivar provoque leur disparition.

(1) On appelle talle décomptable toute talle qui a au moins une feuille verte développée à la date de l'observation, et talle avortée une talle qui ne dépasse pas le stade A de Jonard à l'épiaison, et disparaîtra forcément.

Si les talles primaires disparaissent surtout avant le stade C_2, les brins-maîtres atteignent souvent le stade D. A la floraison, la majorité des tiges restantes peut aller à maturation, sauf accident.

L'évolution de chaque type de talle a été étudiée sur Rex et N 66 en 1972. Les principaux résultats sont reportés au tableau 5. Des fluctuations aléatoires sont à attribuer au mode de comptage (sur des échantillons prélevés à chaque fois). Le

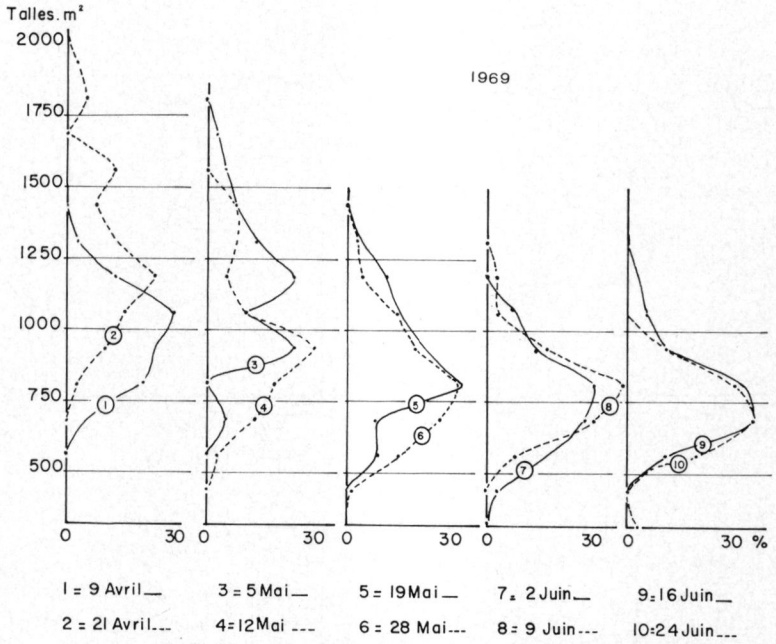
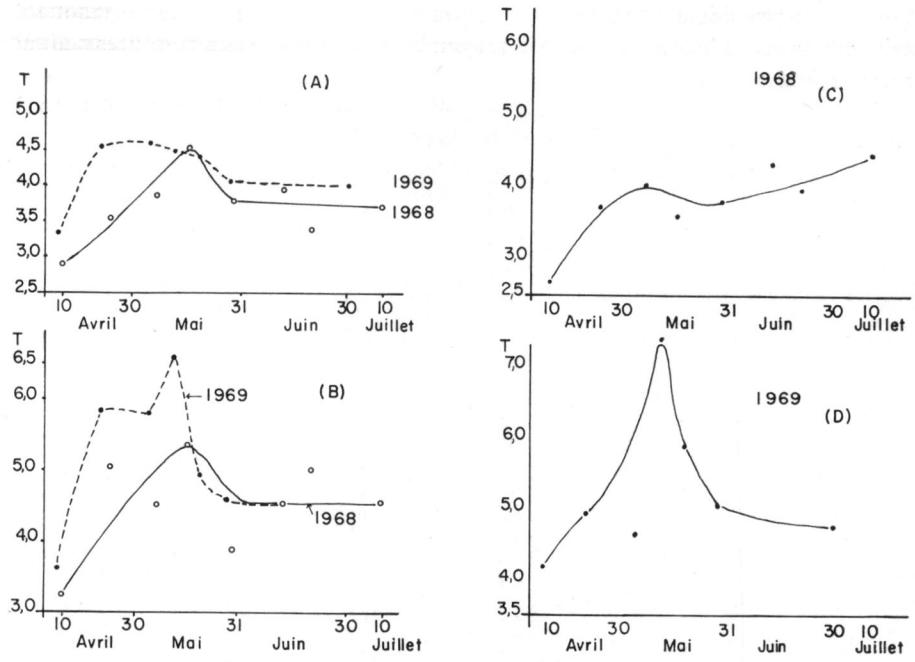


FIG. 4. — *Évolution au cours de la croissance des Blés en 1969 de la* fréquence *du nombre de talles par m² de culture*
(moyenne des trois cultivars, en cultures pure et associée)

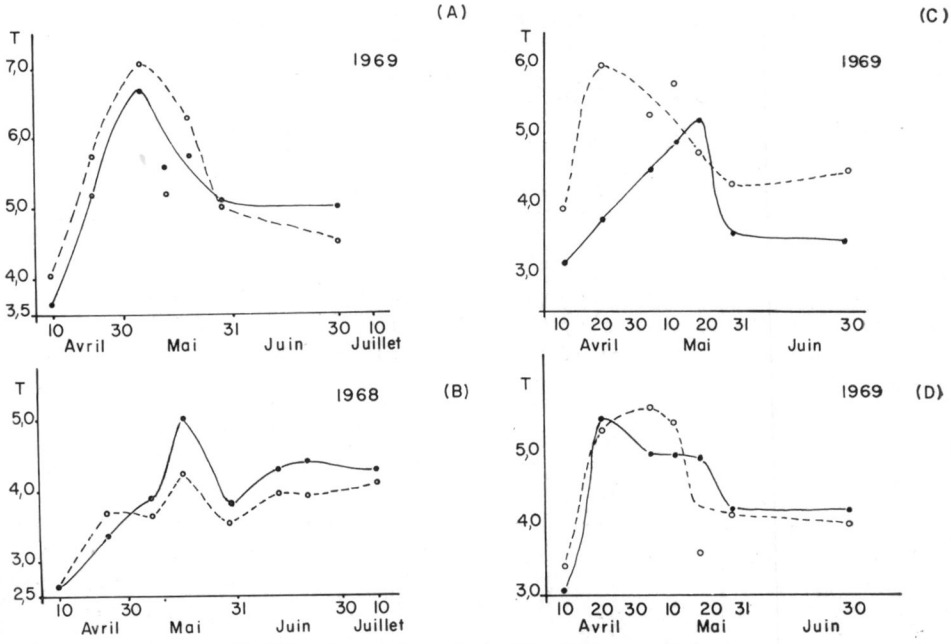
TABLEAU 5

Évolution des nombres (1) *de pieds,* (2) *de talles dominantes et* (3) *de talles dominées, et* (4) *du tallage par pied pour les Blés Rex et N 66 en 1972*
(Nombres de pieds et de talles par m², moyenne de quatre répétitions à chaque prélèvement)

Dates	Rex				N 66			
	(1)	(2)	(3)	(4)	(1)	(2)	(3)	(4)
25-5	178	612	213	4,6	353	925	486	4,0
31-5	232	675	200	3,8	—	—	—	—
8-6	199	613	112	3,6	332	875	307	3,6
19-6	181	550	69	3,4	—	—	—	—
30-6	—	563	87	—	—	812	163	—
20-7	—	450	75	—	—	812	225	—
7-8	—	675	38	—	—	787	41	—



a) : (A) Prieur ; (B) Champlein ; (C) Moisson ; (D) Joss



b) : (A) ● Champlein, ○ Joss ; (B) ● Moisson, ○ Prieur ;
(C) ● Prieur, ○ Champlein ; (D) ● Prieur, ○ Joss.

FIG. 5. — *Évolution du* tallage moyen par pied
des cultures pures de Blés d'hiver en 1968 et 1969 (a) *et de leurs associations* (b)

nombre de talles dominantes est fixé très précocement. La mortalité des brins après la floraison (20 p. 100) est due surtout à des attaques parasitaires, qui portent surtout sur des tiges déjà étiolées. La comparaison de ces résultats et de ceux de 1971 montre que cette mortalité tardive est plus marquée à 16 cm qu'à 32 pour les Blés français, et que N 66 y est plus sensible que les autres cultivars.

Cette forte mortalité des talles pendant la croissance constitue un caractère particulièrement important de l'évolution des peuplements. On doit se demander quels effets elle peut avoir sur le rendement en grain et en matière sèche totale.

3. — *Analyse de la croissance du Blé : matière sèche et surface photosynthétisante*

a) *Répartition des organes dans le profil végétal en 1972.*

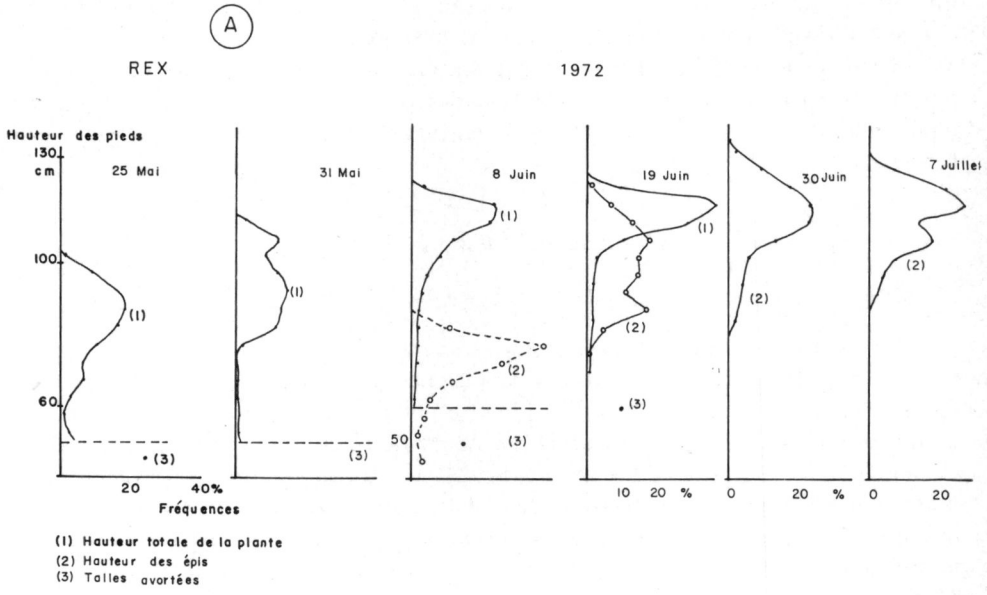
Les figures 6 retracent l'évolution de la végétation dont la hauteur totale a été prise à la pointe de la dernière feuille jusqu'à l'épiaison, et au sommet de l'épi ensuite. A la floraison, les épis des talles secondaires de Rex sont presque toutes dominées par des brins principaux, et des écarts de 15 cm sont courants. Les feuilles culmaires des brins principaux ombragent donc ces épis dominés. Les deux maximums constatés le 19 juin correspondent aux brins-maîtres (110 cm) et aux brins principaux (90 cm). Mais ces derniers croissent plus que les brins-maîtres, et le 30 juin, ils les dominent souvent. On distingue assez aisément les brins-maîtres au stade plus avancé atteint par leurs caryopses. Les dernières talles dominées subsistantes, complètement ombragées (cf. BALDY, 1973 *d*) s'étiolent rapidement.

TABLEAU 6

Caractéristiques de 56 épis de Rex le 26 juin 1972

	Classes						Moyenne
Poids sec des épis en mg ..	— de 300	300 à 350	350 à 400	400 à 450	450 à 500	+ de 500	430
Pourcentage des cas étudiés	9,0	14,0	16,0	21,5	21,5	18,0	100
Nbre d'épillets par épi { total	20,6	21,3	21,1	21,4	20,7	21,0	21,1
Nbre d'épillets par épi { fertiles ...	16,6	18,1	18,9	19,3	19,2	20,0	18,9
Longueur moyenne des épis, en cm	10,5	11,25	12,0	12,0	12,1	12,6	11,95

La structure du peuplement se retrouve dans la répartition des épillets totaux et fertiles sur les épis (tabl. 6). Les brins-maîtres les mieux isolés représentent 20 p. 100 du total, et les tiges moyennes 43 p. 100 ; les 37 p. 100 restants sont constitués de petits épis enfouis dans la végétation ; ils ont beaucoup d'épillets infertiles, et donnent surtout des petits grains à maturité. Il paraît important de souligner l'effet de cette répartition des épis sur le rendement ; il est étonnant de constater qu'elle est très rarement envisagée dans les facteurs du rendement.



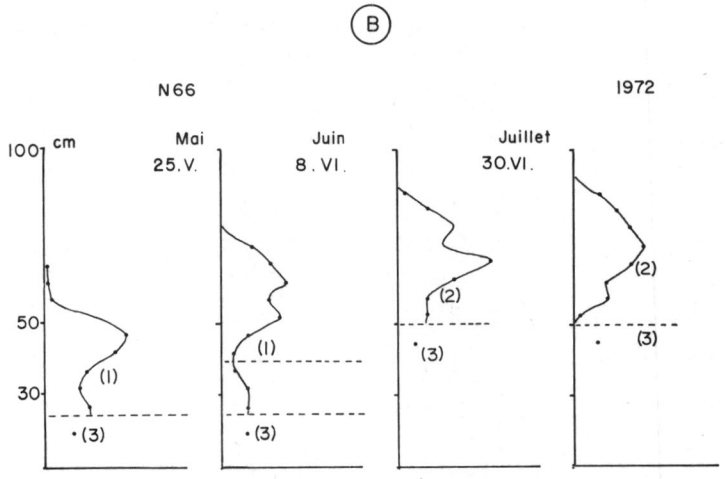


FIG. 6. — *Évolution au cours de la croissance des polygones de fréquence de la hauteur totale des brins de Blés* (A) *Rex, et* (B) *N 66 au cours de leur végétation*

b) *Croissance globale des Blés en culture pure.*

L'étude systématique de l'évolution pondérale de chaque tranche de végétation du Blé pendant sa croissance a été entreprise en 1968, 1970 et 1972. A titre d'exemple, on présente ici la croissance de Prieur en 1968 et de Rex en 1972 (fig. 7 A et B). Tiges et limbes ont été distingués jusqu'à la sénescence des feuilles culmaires. Dès le début de la montaison, la masse sèche des tiges est prépondérante, mais les épis représentent un pourcentage croissant du poids total à partir de la floraison. Dès l'épiaison, les feuilles disparaissent des 40 premiers centimètres des tiges sur les Blés français. Les caryopses constituent plus des deux tiers du poids des épis à maturité.

Les courbes de croissance des Blés d'hiver et de printemps sont similaires, mais on constate que les épis de Rex ne constituent que 35 p. 100 de la masse sèche aérienne, contre 40 p. 100 pour Prieur (et plus de 50 p. 100 pour les Blés demi-nains, non figurés ici). Les conditions climatiques défavorables du mois de juin 1972 ont pu jouer, pour Rex, mais on a constaté chaque année que le nombre d'épillets fertiles formés est plus faible en moyenne chez les types printemps, et que le rapport (poids des épis/poids des grains) est plus élevé dans le cas des Blés d'hiver.

Le rythme des migrations des produits de la photosynthèse est aussi à mettre en cause pour les Blés de printemps après la floraison : quand les conditions climatiques sont peu favorables, la plupart de ces derniers réduisent plus le poids spécifique des grains que le nombre de ceux-ci (à l'exception de César dans nos essais). Des indications analogues ont d'ailleurs été données par WATSON *et al.* (1963) et par WARDLAW et PORTER (1967). Des études systématiques sont à entreprendre, à l'aide de traceurs radioactifs, sur divers types de Blés français pour suivre le devenir des produits métabolisés ; ces données seraient d'un grand intérêt dans l'amélioration de la qualité des Blés.

TABLEAU 7

Évolution des indices de surface foliaire (LAI) *du Blé Rex, en 1972*

Dates	Tiges	Feuilles		Épis	Total
		vertes	jaunes		
25-5	1,3	6,1			7,4
31-5	1,4	5,3	3,1		9,8
8-6	1,8	6,2	1,0	0,1	9,1
19-6	2,0	5,6	—	0,5	8,1
30-6	2,5	3,0	1,0	0,7	7,2

La connaissance de la *surface* totale d'*interception* de la lumière et de sa répartition spatiale dans le couvert est indispensable pour étudier l'importance de l'assimilation nette de chaque niveau de feuilles ; les surfaces de tiges et d'épis sont à exprimer aussi en surfaces d'interception. Les données présentées tableau 7 (exprimées en LAI : surface équivalente de feuillage par unité de surface de sol)

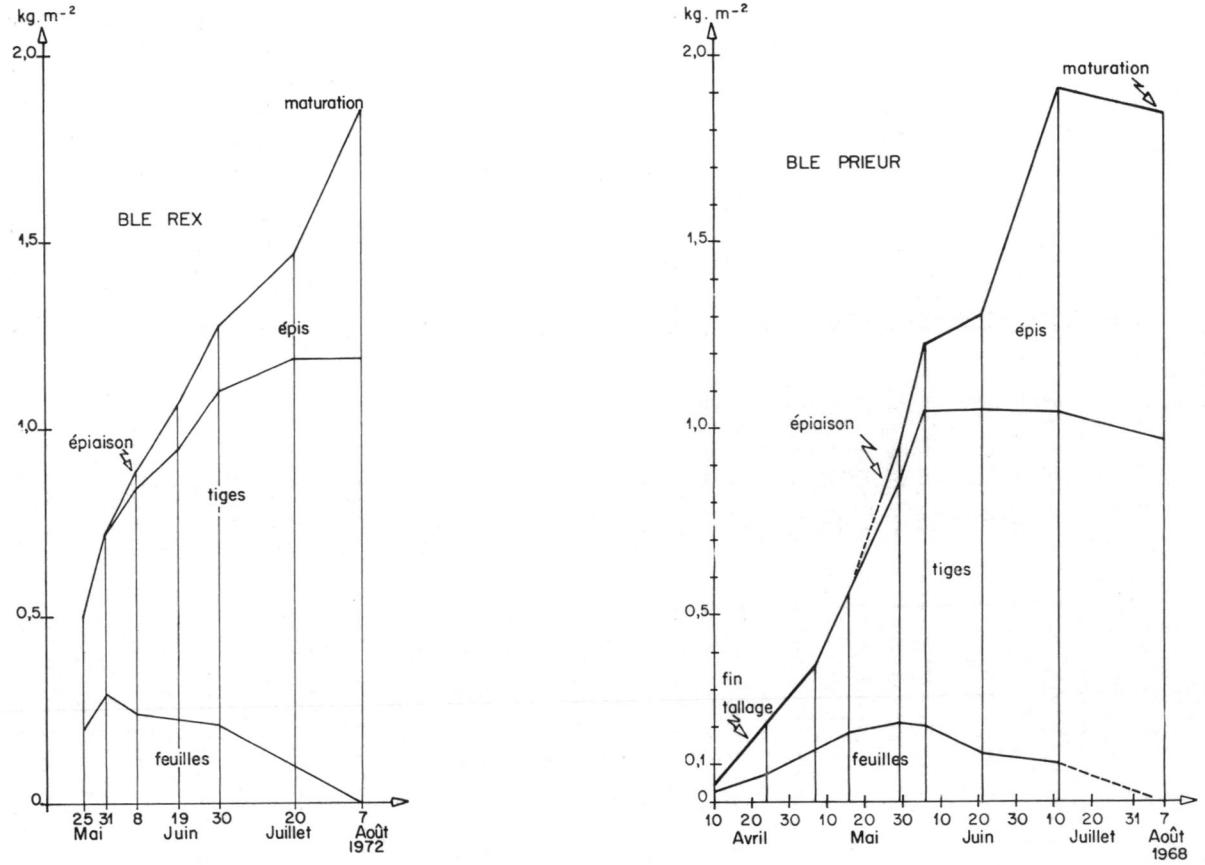


FIG. 7. — *Évolution des composantes du rendement en masse sèche de Prieur* (A) *et de Rex* (B) : *importance respective des tiges, des feuilles et des épis*

se rapportent à Rex. Ce Blé a eu un développement remarquable en 1972, comparable à celui d'un Blé d'hiver, on l'a vu figure 7. Pendant le mois qui suit la floraison, le feuillage utile est constitué de la feuille culmaire et de la deuxième feuille, qui disparaît progressivement, mais aussi du dernier entre-nœud (y compris la gaine de la feuille culmaire) et de l'épi. L'ensemble des feuilles culmaires se répartit dans un volume de 30 cm d'épaisseur environ, en raison de la taille des différentes talles. Dès la mi-juillet, le dernier entrenœud (et les glumes) restent seuls chlorophylliens. A partir de là, la structure du peuplement devient tout à fait *érectophile*. Cette évolution se traduit dans la répartition de l'énergie visible dans le couvert (BALDY, 1973 *d*), et peut favoriser le développement d'adventices de fin de culture.

L'indice foliaire total à la floraison dépasse 7 dans tous nos essais (sauf en 1970), comme dans la plupart des données de la littérature (SZEICZ, 1969). Au stade grain-laiteux, le LAI est encore de 2 à 4 : il est dû essentiellement aux tiges et aux épis (cf. BALDY, 1973 *c*).

TABLEAU 8

Évolution des masses surfaciques (10^{-4} kg m^{-2})

Dates	10-4	24-4	7-5	5-6			12-6			3-7
Niveau				20.40	40.60	+ 60	20.40	40.60	+ 60	
Prieur	471	287	331	418	467	516				
Moisson	475	247	335	390	440	507				
Champlein	516	284	323	359	434	481	407	419	527	497
Association :										
Prieur	409	270	344	372	449	457				
Moisson	510	305	330	387	427	481				

L'évolution des *masses surfaciques* des organes est présentée au tableau 8. Elle est exprimée ici en grammes par mètre carré de limbe. Ce critère constitue un bon élément analytique de l'activité photosynthétique des organes (qu'on peut suivre par gravimétrie différentielle, cf. BALDY, 1973 *c*). La masse surfacique des limbes d'un niveau donné de feuillage reste assez stable pendant sa vie « adulte », et décroît très rapidement à la sénescence. Des fluctuations diurnes significatives peuvent être mises en évidence ; elles sont liées à l'accumulation de réserves transitoires dans le limbe (CHATTERTON *et al.*, 1972).

Qu'elles soient âgées ou qu'elles proviennent de talles tardives dominées, les feuilles situées à la base du peuplement ont une faible masse surfacique (souvent inférieure à 20 g m^{-2}), tandis que les feuilles culmaires ont une masse surfacique supérieure à 40 g m^{-2}, et souvent plus, au lever du jour (BALDY, 1973 *c*) et peuvent dépasser 60 g m^{-2} en cours de journée.

La masse surfacique des tiges et des épis varie considérablement, sans que le volume des organes se modifie notablement. En appliquant les calculs présentés au chapitre des méthodes, on constate que les tiges de Rex ont une masse surfacique

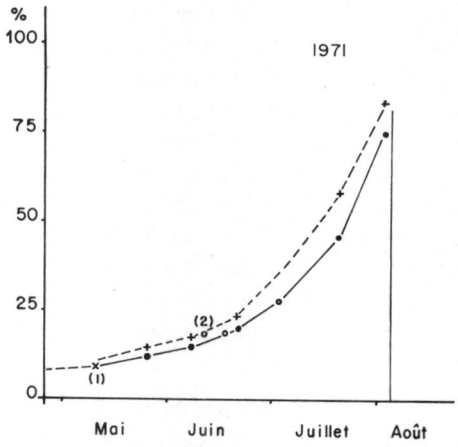


FIG. 8. — *Évolution de la teneur en matière sèche des plantes de Blé, en pourcentage du poids frais, pour Rex et N 66 en 1971, et* (1) *et* (2), *situation de quelques valeurs relevées pour d'autres cultivars aux mêmes stades physiologiques*

× (1) : Blé d'hiver Prieur ; o (2) : Rex en 1970 ; • : Rex ; + : N 66

TABLEAU 9

Teneur en matière sèche, par niveau au dessus du sol, des trois cultivars, Rex, César et Atys, le 2 juillet 1970. Prélèvement effectué entre 10 et 11 h du matin. Étude comparée des cultivars purs et de leurs associations binaires

T : Tiges ; F : Feuilles ; E : Épis

Dans	Rex			César			Atys			Niveau du prélèvement
	T	F	E	T	F	E	T	F	E	
Rex	26	27		31	30		32	31		0-40
	30	28	25	33	33		33	29		40-60
	28	30	30	35	—	30	39	32	31	+ 60 cm
César	26	27		32	32		30	28		0-40
	32	26	18	32	36	26	32	33		40-60
	27	—	30	34	33	30	37	—	30	+ 60 cm
Atys	28	30		31	30		28	29		0-40
	31	30	19	32	31		32	32	30	40-60
	36		30	37	32	30	35	—	29	+ 60 cm

de 250 g m^{-2} (exprimée en surface développée) à la floraison, huit fois supérieure à celle des limbes à la même date. Des estimations répétées seraient à faire pour préciser cette donnée.

L'évolution de la teneur en matière sèche des Blés a été suivie, notamment, en 1971 ; la figure 8 retrace celles de Rex et N 66. On constate qu'elles sont analogues, à l'exception d'une plus grande précocité de N 66, mûr dès la fin juillet. On a envisagé aussi les variations existant entre organes, et les données du 2 juillet sont données à titre d'exemple au tableau 9. La teneur en matière sèche de César est significativement plus importante que celle de Rex et Atys, mais les fluctuations des données (tiges et feuilles) au-dessus de 60 cm ont peu de signification, car les masses étaient faibles en valeur absolue. On remarque la grande stabilité des teneurs en matière sèche des épis, quand on sépare brins principaux et secondaires. Les épis inférieurs ont un retard de quinze jours environ. Signalons que les données obtenues sur Blés d'hiver et de printemps sont tout à fait concordantes ici encore.

L'activité propre de chaque organe photosynthétisant est essentielle à suivre pendant toute la vie de la plante ; mais il faudrait pouvoir appliquer aussi ces études au *devenir* des produits élaborés, afin de définir les conditions d'obtention des produits de qualité (protéines) pendant la maturation. Pour mieux analyser l'activité de chaque type d'organe, l'utilisation d'associations binaires de cultivars morphologiquement bien différenciés paraît constituer une technique intéressante.

4. — *Influence de différents types d'associations sur l'évolution des cultivars composants*

Pour suivre l'évolution de peuplements associés aussi différenciés que possible, des Blés d'hiver et de printemps ont été successivement retenus pour les essais. On a vu déjà comment l'orientation et l'écartement des lignes de semis peut influer sur le rendement et sur le rythme de croissance de chaque cultivar.

a) *Associations de Blés de type hiver.*

L'évolution des Blés Prieur, Moisson, Champlein et Joss a été suivie pendant deux ans, tant en cultures pures qu'en associations. Leurs morphologies et leurs rythmes de croissance assez différents ont permis de mettre en évidence l'influence de chaque « composante du rendement » (nombre de talles développées, taux relatif de croissance et développement des épis) sur la production totale de matière sèche aérienne, et de recouper les résultats obtenus par TROUGHTON (1971) dans le cas de *Lolium perenne* L.

On a vu déjà que le tallage évolue différemment dans les peuplements purs et associés, et que chaque cultivar induit une modification caractéristique de la croissance de chaque autre (fig. 5). Dans les associations de Prieur et Joss, et de Champlein et Joss, le nombre de talles par mètre carré diminue plus vite que dans leurs cultures pures, et le Blé *dominé* paraît suivre le rythme du Blé *dominant* (c'est-à-dire pratiquement du constituant le plus *précoce* au début de la montaison). La compétition pour la lumière favorise donc le développement des brins les plus précoces et les plus robustes (BALDY, 1973 *d*).

L'évolution des masses sèche *par talle moyenne* a été suivie particulièrement

en 1969 (fig. 9). Quand un élément domine nettement l'autre (Prieur par rapport à Champlein par exemple), la moyenne générale de l'association est peu modifiée, car le cultivar dominant compense complètement le déficit dû au composant dominé, et en moyenne, on obtient le même poids par talle qu'en faisant la moyenne des deux cultures pures, comme l'indique la figure. Mais ceci n'est pas vrai au niveau du rendement en grain, on l'a vu.

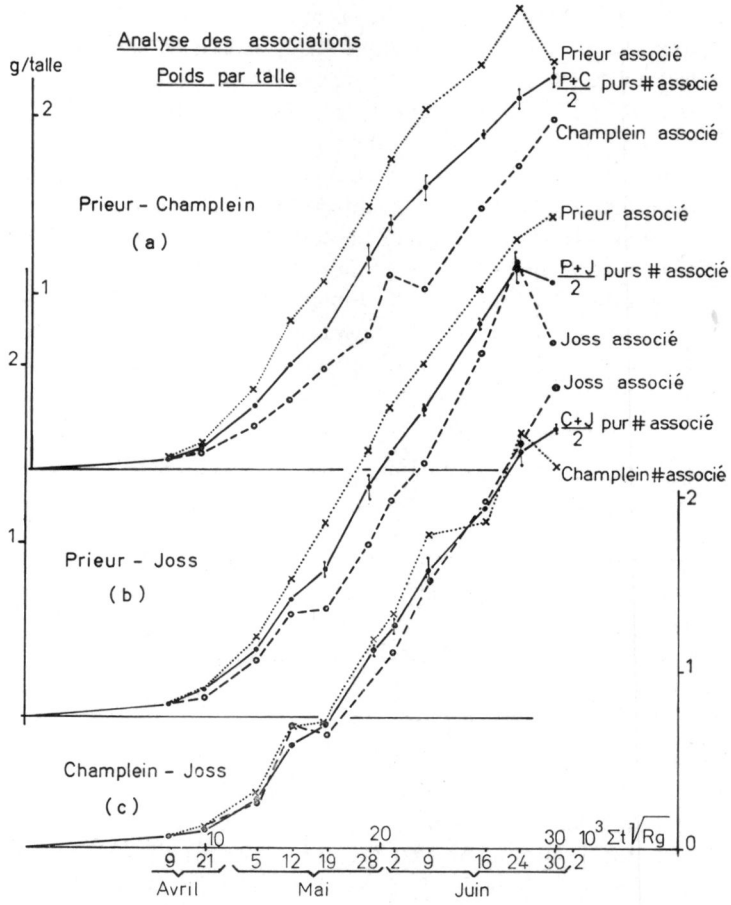


FIG. 9. — *Évolution de la croissance en masse sèche* (exprimée en grammes par talle moyenne) *des cultivars purs et de leurs associations binaires des trois Blés d'hiver étudiés en 1969*

L'évolution des composants de l'association et la valeur moyenne de la demi-somme des rendements des cultures pures : $(X + Y)/2$ *pur*, et associées : $(X' + Y')/2$ *associé* sont indiquées. En abscisses, facteur héliothermique K de GESLIN (1944) ; en ordonnées, masses sèches en grammes. Les trois figures sont décalées en ordonnées seulement, les dates étant communes.

Si des anomalies peuvent être liées au nombre insuffisant de répétitions étudiées dans ce cas (quatre), l'étude des variations de la courbe de croissance de chaque cultivar permet d'affirmer que les principales modifications de la vitesse de croissance (exprimées par les changements de pente des courbes) sont bien dues à des modifications des conditions de croissance des cultivars. On a pu notamment observer

que les Blés les plus hâtifs (Prieur ici, et Rex en Blé de Printemps) ont une maturation *accélérée* par l'association (même si cette association est faite avec un autre Blé hâtif, mais dominé : cas de N 66 ou N 68 dans Rex).

L'évolution *par unité de surface* a été reportée figure 10 : La masse sèche de Prieur associé à Champlein est augmentée de 43 p. 100 par rapport à sa culture pure, ce qui provient d'un tallage-épi plus abondant, et d'un poids par talle un peu plus fort ; mais le poids des épis est peu modifié. On constate que l'évolution de Champlein est apparemment stoppée en raison d'une forte mortalité des talles tardives après la floraison. Mais l'évolution par talle reste positive, on vient de le voir.

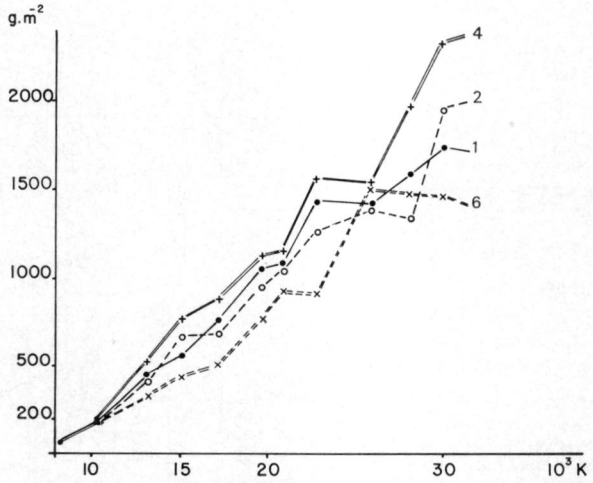


FIG. 10. — *Évolution de la masse sèche par unité de surface des cultivars de Blé ; cas de Prieur et Champlein purs et associés* (à titre d'exemple), *en 1969*

(1) Prieur, culture pure ; (2) Champlein, culture pure ;
(4) Prieur dans Champlein ; (6) Champlein dans Prieur

Pour faire mieux ressortir l'influence de chaque élément de l'association pendant la croissance, on a tracé les figures 11 qui schématisent les écarts par rapport à chaque culture pure à chaque date de prélèvement. Prieur et Moisson sont presque continuellement en situation d'*opposition* (c'est-à-dire que les *deux* cultivars sont déprimés par l'association). Si Prieur est peu affecté, Moisson l'est notablement plus. L'évolution de Prieur est assez différente dans Champlein et dans Joss : Prieur domine nettement Champlein (plus tardif), mais son association avec Joss a un effet nul en fin de végétation.

On a pu constater visuellement que le cultivar le plus sensible à la verse en culture pure y devient relativement plus *résistant* en association, ce qui recoupe les observations concernant la transmission de divers parasites dans des mélanges (par exemple BORLAUG, 1959). Mais l'ombrage du composant précoce affaiblit sans cesse le plus tardif, ce qui explique l'importante mortalité tardive des talles de ce dernier (BALDY, 1973 *b*). Ces constatations amènent à réexaminer l'évolution des talles dominées dans des peuplements purs à port étagé, et à s'interroger sur l'intérêt économique de ces brins...

b) *Associations de Blés de printemps.*

Elles ont été étudiées dans trois cas : entre Blés français « élevés », entre Blés élevés (Rex) et demi-nains (N 66 et N 68), et enfin entre Blés demi-nains. On a pris les mêmes cas que chez les Blés d'hiver (croissance par talle et par unité de surface), et les caractéristiques du rendement en grain et du poids de mille grains. Les données intéressant les Blés de taille comparable (demi-nains ou type élevé) ont été groupées, car les résultats sont identiques. Ces analyses ont porté sur les deux années 1970 et 1971.

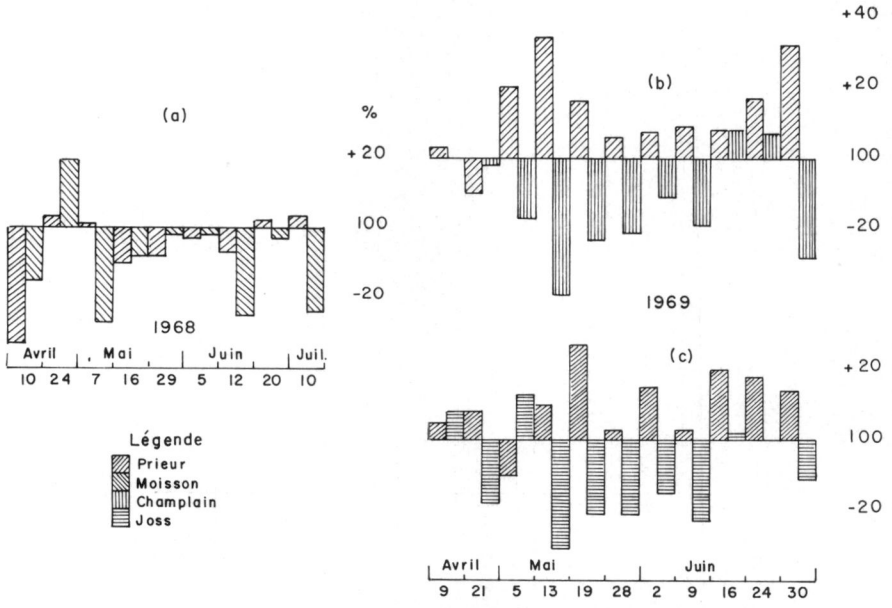


FIG. 11. — *Expression, en pourcentages de la masse sèche des cultures pures à la date de chaque prélèvement, de l'évolution des cultivars en association à ces mêmes dates*

(*a*) Prieur et Moisson, en 1968 ; (*b*) Prieur et Champlein, et (*c*) Prieur et Joss en 1969. — 20, + 40 ... : pourcentage de gain ou de perte de chaque cultivar associé par rapport à sa culture pure à la date du prélèvement.

L'évolution des cultivars de taille élevée a été figurée (fig. 12) pour 1970 en pourcentages de chaque composant par rapport à la moyenne générale de chaque prélèvement (tous cultivars confondus). Les écarts deviennent significatifs après la floraison. Rex est favorisé par sa précocité, mais César prend le dessus en fin de végétation, grâce à sa taille supérieure. Les mauvaises conditions générales de culture et un orage tardif, ont provoqué une verse généralisée, qui a compliqué l'analyse de la récolte de César en culture pure, alors que ce dernier n'a pas versé en association ; Atys semble défavorisé dans toutes les associations.

On a déjà présenté dans la figure 1 l'évolution des cinq cultivars étudiés en 1971. A partir de la floraison, la croissance apparente de Rex dans César cesse : on a mortalité tardive de talles épiées (tardillons), et une très mauvaise qualité des grains à la récolte (tabl. 10). L'élément dominant de chaque association se comporte à peu près comme sa culture pure semée à 32 cm. Par contre, les deux demi-nains (issus de

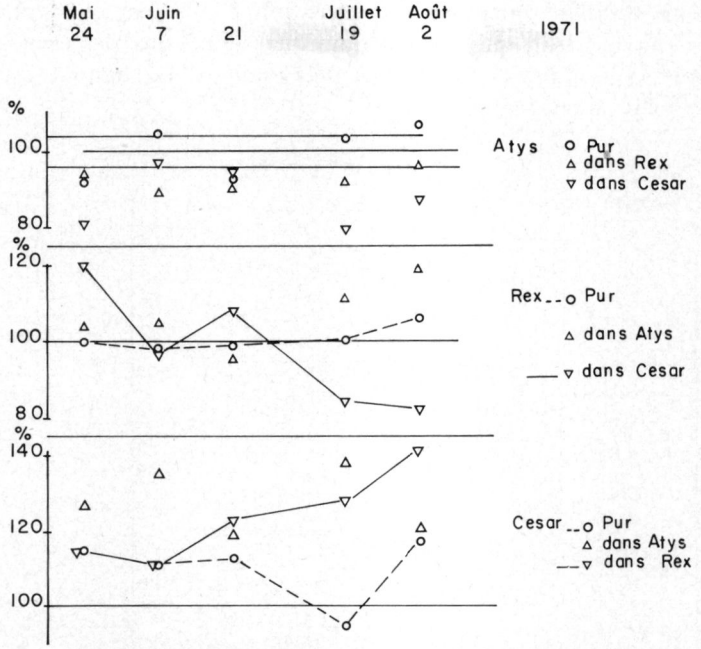


FIG. 12. — *Évolution de chaque cultivar de Blé de printemps en 1971* (pur et associé) *par rapport à la masse sèche moyenne de l'essai à la date de prélèvement*

TABLEAU 10

Nombre d'épis normaux et avortés par m² moyen, le 2-08-1971

a. Nombre d'épis normaux				*b.* Nombre d'épis avortés			
	Atys	César	Rex		Atys	César	Rex
dans :				dans :			
Atys	*485*	500 —	490	Atys	*157*	212 +	160 —
César	380 —	*565*	420 —	César	124 —	*157*	274
Rex	740 +	630 +	*505*	Rex	124 —	176 +	*288*

N. B. : Les cultures pures sont en italiques dans les tableaux de contingence. Les indications (+) et (—) indiquent des différences significatives au seuil de 5 p. 100.

lignées-sœurs) s'avèrent très peu compétitifs entre eux, mais ont une réaction bien différente en association avec Rex.

Si les rendements en grain par unité de surface ont été analogues en 1970 et 1971, les poids de mille grains ont fortement différé : ils sont plus faibles en 1971, sauf dans le cas de César, qui paraît réduire plus le nombre des caryopses par épi que leur poids spécifique en conditions défavorables. La figure 13 compare les données des deux années pour ce critère.

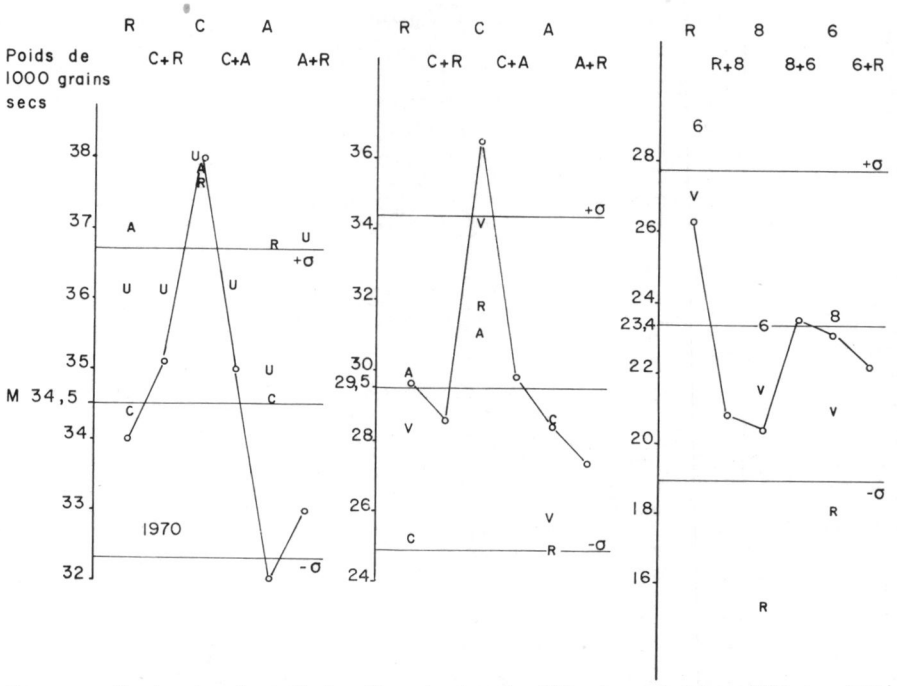


FIG. 13. — *Comparaison des poids de mille grains pour les différents cas étudiés en 1970 et en 1971*

Dans la première figure (1970) et la deuxième figure (1971) : Blés français ; dans la troisième figure (1971) : comparaison de Rex, N 66 et N 68. $\pm$ σ : p.p.d.s. moyenne pour l'ensemble de chaque essai. En abscisses (haut des figures) : R : Rex ; C : César ; A : Atys ; 6 : N 66 ; 8 : N 68. En ordonnées, poids de mille grains (différents dans chaque essai). C + R, C + A, ... etc. : poids de mille grains des associations. U : grain tararé utile ; V : grain tout-venant. On a relié les valeurs des poids spécifiques des cultures pures et de la moyenne des associations.

Dans l'association des Blés demi-nains avec Rex, l'effet de l'ombrage sur le développement des brins courts apparaît complètement (fig. 1 *c*). La croissance des Blés demi-nains est nulle à partir de la floraison de Rex, qui en est très favorisé : son rendement en association est identique à celui de sa culture à 32 cm d'écartement (220 g m^{-2} de grain). La mortalité des talles s'est poursuivie après la floraison des Blés demi-nains, mais le nombre d'épis par m^2 à la maturité est encore important ; il n'y a que 5 à 10 grains par épi moyen, car on observe une forte coulure des fleurs à l'anthèse, et le poids de mille grains est très faible.

Qu'il s'agisse de Blés d'hiver ou de printemps, les associations ont modifié le comportement des cultures composantes de façon assez constante, en fonction de leur évolution phénologique et de leur type morphologique. Chaque fois qu'un Blé

est plus court, il se trouve dominé. Selon le stade à partir duquel cet effet se marque, les composantes du rendement seront modifiées de façon différente : tallage-épi réduit, avortement des épillets (surtout ceux de la base), coulure des fleurs à l'anthèse, et réduction du poids spécifique des caryopses. Dans les cas les plus extrêmes (Rex-N 66 par exemple), on a accumulation de tous les phénomènes. Avec un Blé grand et tardif (César), on a compensation de la coulure par développement plus important des caryopses...

Le Blé dominant peut utiliser plus ou moins le terrain rendu ainsi disponible ; dans aucune expérience de 1971, il n'a été supérieur à sa culture pure (à écartement double), et dans aucun cas, l'association n'a été significativement supérieure aux cultures pures, dans les conditions de La Minière.

CONCLUSIONS

Nous avons cherché à répondre aux questions que l'étude de la littérature disponible posait en ce qui concerne l'évolution des brins dans des peuplements de Blé, et l'influence de la disposition spatiale des organes sur leur productivité. On envisagera maintenant, en conclusion, comment des études de ce type peuvent servir à promouvoir des améliorations qualitatives et quantitatives de la production de peuplements de Blé.

Les déformations des paramètres de croissance dues aux relations mutuelles entre cultivars dans l'association apparaissent assez tardivement en général (au moins macroscopiquement). La « compétition pour la lumière » entre brins joue un rôle considérable pour leur développement, et la *précocité* de la montaison des différentes talles d'un cultivar donné constitue le principal facteur d'agressivité entre brins à cette phase de la croissance, comme l'a bien montré NGUYEN-VAN (*loc. cit.*) Des différences spécifiques de comportement vis-à-vis des conditions climatiques sont d'autant plus nettes que les cultivars sont plus différenciés morphologiquement et phénologiquement dans l'association.

Les relations mutuelles entre brins et entre plantes, au sein d'un peuplement, évoluent schématiquement comme suit :

Pendant la phase végétative (levée-début montaison), l'effet varie avec le *stade* atteint par les plantes : à la germination, l'accumulation de nombreux caryopses en poquets est généralement favorable, et accélère la levée. Dès que les premières feuilles se développent, la pression démographique provoque une sélection des sujets, qu'on peut attribuer à la concurrence pour l'eau et la nutrition, et rarement à la lumière (sauf quand le poquet compte un très grand nombre de plantes accolées).

Les mécanismes génétiques de résistance au froid et de vernalisation des Blés de type hiver induisent des différences importantes de développement printanier. Certains génotypes (dans des variétés-population) s'adaptent mieux aux conditions de milieu d'une année donnée, ce qui permet à l'ensemble de mieux se comporter *en moyenne* dans une région donnée, au prix de déformations progressives de la composition de la population : cet effet se rencontre dans les Blés russes du type *Bezostaya*.

Le stade de développement atteint par chaque type de talle (et la micro-situation

de chaque plante dans le champ) influencent sa réponse aux agressions climatiques. Si le brin-maître est détruit pendant l'hiver, il sera remplacé par une talle qui avait un seuil de résistance plus important au froid au moment de l'attaque. Mais la structure physiologique du peuplement s'en trouve modifiée (HALL, 1970).

L'ombrage mutuel est quasi nul jusqu'à la montaison du peuplement, car les plantes n'ont qu'un faible indice de surface foliaire : la plupart des relations entre plantes sont donc de nature édaphique alors, et le développement des racines adventives constitue un critère de dominance important, lié à leur vitesse différentielle d'absorption des fertilisants et de l'eau à basse température (BALDY, 1973 *b*).

Chaque système racinaire est déformé par la pression démographique du peuplement, et les racines explorent le sol plus profondément dans ces conditions. La masse de racines de chaque plante en est réduite, mais la densité racinaire par unité de volume de sol est très supérieure à celle de plantes isolées. Ceci a été bien mis en évidence dans le cas des Blés d'hiver à longue phase herbacée, mais est vrai aussi pour les Blés de printemps. La brève phase végétative de ces derniers (30 à 60 jours de la levée à la montaison) réduit le développement des organes souterrains (et souvent du tallage), et rend les plantes plus sensibles aux aléas climatiques. De nombreuses études, sous des climats divers, ont été publiées, et confirment exactement nos résultats en ce domaine.

Dès que le stade de « redressement apparent » (Stade B) est atteint, les organes situés le plus près du sol commencent à être ombragés par ceux qui se développent au-dessus d'eux, et on commence à avoir *compétition pour la lumière*.

L'élimination de plantes en surnombre se poursuit pendant cette phase : l'affaiblissement induit par la compétition racinaire se traduit à la montaison par un retard de croissance, puis un étiolement précédant la disparition des plantes dominées. La compétition pour la lumière affecte chaque talle, chaque pied du peuplement : tout organe *dominé* (c'est-à-dire dont les feuilles sont plus ombragées qu'elles n'ombragent elles-mêmes) accuse un tel retard de croissance, dans le cas de peuplements monospécifiques au moins. Si de tels pieds parviennent à fleurir, ils sont souvent attaqués par des parasites de faiblesse et disparaissent pendant la maturation. Cependant, des conditions climatiques défavorables aux feuilles sommitales (rayonnement solaire intense, sécheresse édaphique modérée...) peuvent favoriser le fonctionnement des feuilles inférieures pendant une partie de la journée.

L'association de *deux cultivars* peut accentuer ces phénomènes, car leurs rythmes de croissance à un instant donné, et leur absorption racinaire peuvent différer notablement. Plus les différentes talles du pied ont une croissance analogue, moins elles se différencient entre elles. Ce caractère apparaît dans les Blés demi-nains étudiés ici, mais aussi dans des Blés comme Joss ou Champlein.

Toute talle qui n'a pas atteint le stade A quand le brin-maître est au stade B est condamnée par la compétition pour la lumière, et elle disparaît avant la floraison : de telles talles reçoivent moins de 20 p. 100 du rayonnement visible incident dès le stade C_2 (BALDY, 1973 *d*). Si un des cultivars de l'association est nettement plus court ou plus tardif pendant la montaison, son élimination sera très importante et se poursuivra jusqu'après la floraison (cas de N 66 dans nos essais). Ce phénomène a pu être suivi aussi dans les Blés d'hiver ici étudiés.

De nombreux auteurs ont mis en évidence le caractère statistiquement exponentiel du développement des entre-nœuds successifs. On constate que les Blés demi-nains comportent normalement une feuille verte de plus que les Blés de type élevé, pendant la phase fin-montaison-grain laiteux ; ces feuilles sont relativement petites et à port généralement dressé (au moins au stade jeune). La répartition de la lumière dans le peuplement en est améliorée nettement, et la photosynthèse nette de l'ensemble est moins sensible à l'état physiologique des feuilles culmaires qu'avec des cultivars portant de grands limbes à port retombant.

A partir de la floraison, tous les brins vivants portent un épi. En association, les cultivars morphologiquement différents accentuent leurs écarts, et les différentes talles ont des âges physiologiques bien différenciés : l'étude systématique des brins-maîtres dans la plupart des travaux portant sur le développement de l'épi dissimule souvent ce phénomène très important, mais mal perçu. Les épis dominants ombragent fortement les talles les plus courtes et les feuilles culmaires à port retombant. L'ensemble formé des épis, des derniers entre-nœuds, des gaines et des limbes des feuilles culmaires représente une surface foliaire équivalente de 2 à 3 $m^2\ m^{-2}$. Il absorbe ou réfléchit plus de 70 p. 100 du visible incident, ce qui empêche tout développement normal des structures dominées. Par temps couvert, toute photosynthèse est impossible au-delà de LAI 3 ou 4, et il en va de même par temps clair les 3 ou 4 premières *et* dernières heures de la journée (BALDY, 1973 *a* ; 1973 *d*). On a vu que les épis de N 66 ou N 68 en souffrent beaucoup en association avec Rex. Mais le même phénomène existe pour 20 à 40 p. 100 des épis d'un cultivar pur courant.

L'effet de l'ombrage sur les talles tardives dépend du stade auquel il commence à se faire sentir. On constate qu'il est souvent confondu dans la littérature avec d'autres effets défavorables, et notamment la sécheresse édaphique. Mais cette dernière porte sur tous les épis plus ou moins également, alors qu'on aura des effets spécifiques de l'ombrage selon le stade végétatif : en C_2, la plupart des fleurs avortent (surtout à la base des épis). Peu avant l'épiaison, on a mauvaise fécondation (des épillets inférieurs surtout) ; après l'anthèse, les caryopses ont un développement faible et irrégulier, et une mauvaise qualité technologique en général. De tels effets peuvent être provoqués par des sacs d'isolement ou des filets trop denses.

Tous les effets recherchés ici concouraient à accentuer les phénomènes de compétition pour la lumière. Des résultats différents peuvent être attendus, si on choisit d'associer à un Blé haut et précoce un autre plus court et tardif, car ce dernier peut compenser *in fine* son retard, à condition que les conditions écologiques le permettent. De telles observations pouvaient être faites autrefois dans les vieilles populations de Blé, dont la maturation pouvait s'étager sur un mois ou plus. Ce caractère a évidemment disparu des cultivars modernes, car les efforts des sélectionneurs ont d'abord porté sur la régularisation de la taille moyenne et de la date de maturation.

Bien qu'encore fragmentaires, ces résultats permettent de tracer un tableau de l'évolution des phénomènes de compétition dans un peuplement. L'utilisation de couples de cultivars convenablement choisis facilite l'analyse de phénomènes qui *existent* aussi en culture pure, mais peuvent passer souvent inaperçus. L'étude conjointe de la répartition de la lumière et de la photosynthèse apparente des divers niveaux de feuilles du peuplement, et une étude plus attentive du rôle du dernier entre-nœud sur le plan photosynthétique (qui reste à terminer), apporteront des

éléments certainement très importants de réponse à des questions posées par l'observation macroscopique de l'évolution des peuplements. Mais ces études sont impérativement à poursuivre dans les conditions normales de culture (500 à 800 talles par mètre carré). Il doit être possible de mieux comprendre ainsi la dynamique de l'évolution des différents épis du peuplement et leur intérêt pour le rendement (BALDY, 1973 *d*).

Les travaux ici rapportés mettent en évidence le rôle discutable, sinon néfaste, des talles tardives « avortées » du peuplement. Si dans le passé, elles permettaient de lutter contre les adventices en couvrant le sol, les conditions culturales ont changé, et l'emploi d'herbicides sélectifs les rend inutiles dans ce sens. Le développement de racines latérales assez nombreuses n'implique nullement le développement de nombreuses talles, mais seulement l'initiation de celles-ci : on obtient un enracinement tout à fait satisfaisant (en peuplement) avec 2 ou 3 talles développées seulement. Les Blés issus de Norin-10 sont intéressants à cet égard, car l'évolution des talles tardives stoppe très tôt, et l'essentiel de leur tallage épie. Mais ce faible développement les rend plus sensibles aux adventices, et toutes leurs tiges étant sensiblement au même stade physiologique, ils ne peuvent guère compenser des dégâts de froid, après le stade B.

L'élimination systématique des pieds les plus courts par les plus longs dans une population, du fait de la compétition pour la lumière, rend difficile la sélection massale sur ce critère : les blés courts paraissent généralement moins beaux que les longs.

Notons aussi que la présence continuelle de brins sénescents dans le peuplement constitue une remarquable source de parasites « de faiblesse », susceptibles de s'étendre ensuite aux brins dominants si les conditions de milieu s'y prêtent. Ce phénomène, encore assez mal connu, mériterait des études synécologiques approfondies, car il paraît être parfois la cause première de baisses de rendement (RAPILLY, comm. pers.).

On constate, en conclusion, que de nombreuses voies de recherches sont à explorer, et que l'on ne peut *a priori* nier les possibilités d'améliorations du rendement ou de résistance aux irrégularités de celui-ci (dues aux conditions parasitaires, climatiques, édaphiques) que pourraient permettre le développement de cultivars formés de deux ou plusieurs génotypes : on peut en espérer notamment une plus grande souplesse d'emploi des cultivars dans des situations écologiques plus diverses, plus de possibilités de varier les dates de semis, plus de résistance aux maladies..., ce qui peut être aussi (sinon plus) intéressant qu'une augmentation des rendements certaines années seulement.

Reçu pour publication en août 1973.

SUMMARY

BEHAVIOUR OF SOFT WHEAT CULTIVARS
(*TRITICUM ÆSTIVUM* L. EM. THELL.)
CULTIVATED ALONE OR IN BINARY ASSOCIATION IN ALTERNATE LINES

This paper is part of a series dealing with various aspects of wheat ecology. After a bibliographical survey and short introduction to the method used, the main results obtained are analysed.

In pure crops there are notable production variations between lines wich are due, in particular, to population variability and are less marked than in associated cultivars. Orientation and spacing of lines play important roles in the growth structure.

The origin of competition between organs develops with the stage reached by the plants. Its effect upon the development of each blade is clearly shown by the associations in alternate lines. By this method, one can analyse, in particular, the role of late tillers and overshadowed ears on the final grain yield, total dry matter yield and possible advantage of utilizing « population-varieties » for regularizing yields in difficult conditions. The role of competition for light between tillers during growth, and its effects, which vary according to the morphological type of the wheat is also shown : the competition for light begins with the growing stage of the tillers, and kills some of those, in proportion with the leaf area index and the light energy. But those tillers consume fertilizers and water. It produce dry matter, but not grain yield : they are parasitic ones, and produce also many parasitic diseases. Various other agronomic conclusions are drawn.

ZUSAMMENFASSUNG

ÜBER DAS VERHALTEN VON WEICHWEIZENPFLÄNZCHEN (*TRITICUM ÆSTIVUM* L. EM. THELL.) DIE ALLEIN, IN BINÄREN ASSOZIATIONEN ODER IN ALTERNIERENDEN REIHEN GEZOGEN WERDEN

Dieser Artikel ist Teil einer Serie, die sich mit den verschiedenen Aspekten der Weizenökologie befasst. Nach einer bibliographischen Übersicht und einer kurzen Darlegung der angewandten Methoden werden die verschiedenen Resultate untersucht.

Bei den Reinkulturen bestehen bedeutende Produktions unterschiede zwischen den Reihen ; sie gehen vor allem auf die verschiedenheiten in der Bepflanzung zurück und sind weniger ausgeprägt als bei den assoziierten Pflänzchen. Die Ausrichtung und der Abstand zwischen den Reihen spielen bei der Vegetationsstruktur eine wichtige Rolle.

Der Ursprung des Wettbewerbs zwischen Organen verändert sich mit dem von den Pflanzen erreichten Stadium. Seine Auswirkung auf die Entwicklung jedes Halms wird durch die Assoziation in alternierenden Reihen deutlich gemacht. Man kann dadurch besonders die Rolle später Wurzelschösslinge und der Ähren auf die endgültige Ergiebigkeit analysieren sowohl in bezug auf das Korn als auf das Gesamttrockenmaterial, und das Interesse der Verwendung von « Bepflanzungsvariationen » für die Regulierung der Ergiebigkeit unter schwierigen Bedingungen aufzeigen. Man beleuchtet auch die Rolle des Wettkampfs um das Licht zwischen Wurzelschösslingen während des Wachstums und die Auswirkungen je nach dem morphologischen Typ der Weizensorten. Es werden verschiedene ackerbautechnische Schluss-folgerungen gezogen.

РЕЗЮМЕ

Поведение культиваров мягкой пшеницы (*Triticum aestivum L em. Thiell.*) возделываемых отдельно или бинарными сообществами в чередующихся рядках.

К. БАЛЬДИ.

Данная статья представляет часть серии работ, в которых рассматриваются различные аспекты экологии пшеницы. Начинается она с библиографического очерка, затем разбирается применявшаяся методика и анализируются главные полученные результаты.

В чистых культурах наблюдаются довольно четкие различия продукции по рядкам; они вызваны, почти исключительно, изменчивостью популяции, и гораздо менее выражены чем в случае сообщества культиваров. Ориентация рядков и расстояние между ними сильно отзываются на структуре растительности.

Возникновение соревнования между различными органами растений зависит от стадии роста достигнутой ими, и эффект этого соревнования на развитие каждого стебелька выражен особенно четко в случае сообщества в чередующихся рядках. Благодаря этому создается возможность анализировать, в частности, влияние поздних побегов и доминированых колосьев на конечный урожай зерна и общий процент сухого вещества, и определить интерес применения « сортов — популяций » для выравнения урожайности в трудных условиях культуры. Выявляется также роль соревнования между побегами за свет в период выхода в стрелку, и изменчивость эффектов света, в зависимости от морфологического типа пшеницы. Изо всего пред'идущего делаются выводы агрономического порядка.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANDREWS R. E., NEWMAN E. I., 1970. Root density and competition for nutrients. *Œcol. plant.*, **5**, 319-334.

ANGUS J. F., JONES R., WILSON J. H., 1972. A comparison of Barley cultivars with different leaf inclinations. *Austr. J. agric. Res.*, **23**, 945-957.

ASPINALL D., MILTHORPE F. L., 1959. An analysis of competition between Barley and White Persicaria. *Ann. appl. Biol.*, **47**, 156-172 ; **48**, 637-654.

BALDY Ch., 1964. Cultures associées et productivité de l'eau. In : *L'eau et la production végétale*, I. N. R. A. Ed., 303-348.

BALDY Ch., 1972, 1973 *a*. Sur l'énergie active en photosynthèse. Son utilisation par des Graminées au cours de leur développement. *Ann. agron.*, **23**, 685-699 ; **24**, 1-31.

BALDY Ch., 1973 *b*. Progrès récents concernant l'étude du système racinaire du Blé. *Ann. agron.*, **24**, 241-276.

BALDY Ch., 1973 *c*. Contribution à l'étude de la photosynthèse apparente du Blé : application de méthodes gravimétriques en conditions naturelles. *Œcol. plant.*, **8**, 247-262.

BALDY Ch., 1973 *d*. Contribution à l'étude de l'extinction de l'énergie d'origine solaire dans des peuplements de Blé tendre (*Triticum aestivum* L. em. Thiell.). *Ann. agron.*, **24**, 507-533.

BORLAUG N. E., 1959. The use of multilineal or composite varieties to control airborne epidemic deseases of self pollinated Crop plants. *Proc. first intern. Wheat Genetics Symp.*, 12-27.

BROWN C. M., WEIBEL R. O., 1957. Border effects in winter Wheats and spring Oats tests. *Agron. J.*, **49**, 382-384.

CHATTERTON N. J., LEE D. R., HUNGERFORD W. E., 1972. Diurnal changes in specific leaf weight of *Medicago sativa* L. and *Zea mays* L. *Crop Sci.*, **12**, 576-578.

COCHRAN W. G., COX G., 1957. *Experimental designs*. Wiley et Sons. 611 pp.

DEMKIN P. P., 1966. Importance économique de l'étude des mélanges variétaux de Blés tendres et durs (en russe). *Dokl. TSKhA*, **122**, 107-109.

DONALD C. M., 1963. Competition among crop and pasture plants. *Adv. Agron.*, **15**, 1-118.

EAGLES C. F., 1972. Competition for light and nutrients between natural populations of *Dactylis glomerata* L. *J. appl. Ecol.*, **9**, 141-151.

ERVIÖ L. R., 1972. Growth of weeds in cereal populations. *J. agric. Soc. Finland*, **44**, 19-28.

FRIEND D. J. C., 1965. Ear length and spikelet number of Wheat grown at different temperature and light intensities. *Canad. J. Bot.*, **43**, 345-353.

GRADCHANINOVA O. D., 1967. Quelques variations morphologiques et anatomiques des organes végétatifs du Blé selon la densité de peuplement. (en russe). *Sbor. Tr. Aspir. Molod. Nauk. Sotrun.*, **8**, 41-46.

GREEN J. T., FINCKNER V. C., DUNCAN W. G., 1971. Effect of seasonal timing of competition on grain yield components of winter Barley. *Agron. J.*, **63**, 469-472.

HALL W. E., 1970. Crown and tiller formation in Wheat and Barley. Ph. D. Thesis. (résumé). *Diss. Abstr. Internat., Sér. B.*, **31**, 992.

HODANOVA D., 1967. Development and structure of foliage in Wheat stands of different densities. *Biol. plant.*, **9**, 424-438.

IDRIS H., MILTHROPE F. L., 1965. Light and nutrient supplies in the competition between Barley and Charlock. *Œcol. plant.*, **1**, 143-164.

JACQUARD P., 1972. *Effets de groupes dans les peuplements végétaux fourragers : bilan des travaux.* C. E. P. E. Montpellier-C. N. R. S. Ronéotypé 49 p.

JENSEN F., 1965. Multiline superiority in cereals. *Crop Sci.*, **5**, 566-568.

JONARD P., KOLLER J., VINCENT A., 1952. Évolution de la tige et de l'épi chez la variété de Blé V 27 au cours de la période de reproduction. *Ann. amélior. Pl.*, **2**, 31-54.

KIRA T. et coll., 1955, 1957. Intraspecific competition among higher plants. *J. Polytechn. Osaka*, **D 4**, 1-16 ; **D 8**, 161-178.

MAERTENS Cl., 1970. *Influence des conditions de milieu sur l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par les systèmes radiculaires de quelques Graminées cultivées.* Thèse d'État. Toulouse, Univ. P. Sabatier, 161 p.

NGUYEN-VAN J., 1970. Étude d'un caractère d'agressivité chez les Graminées : la précocité de la montaison. *Ann. amélior. Pl.*, **20**, 345-361.

PENDLETON J. W., 1957. Fall seed Alfalfa with winter Wheat? *Agron. J.*, **49**, 567-568.

PETROVA A., 1970. Recherches de mélanges synthétiques de lignées dans une variété de Blé d'hiver (tchèque). *Genet. Slecht.*, **6**, 131-136.

PLANCHON Cl., 1973. *Productivité, hétérosis et photosynthèse chez le Blé tendre* (*Triticum aestivum* L.). Thèse d'État. Univ. Toulouse P. Sabatier, 130 p.

PUCKIDGE D. W., DONALD C. M., 1967. Competition among Wheat plants sown at a wide range of densities. *Austral. J. agric. Res.*, **18**, 193-211.

STOY V., 1965. Photosynthesis, respiration and carbohydrate accumulation in spring Wheat in relation to yield. *Physiol. Plant.*, Suppl. IV, 125 p.

SUNESON C. A., 1949. Survival of four Barley varieties in a mixture. *Agron. J.*, **41**, 459-461.

SZEICZ G., 1969. Radiation transmission and foliage area profiles in crops. Mimeographed. *Rothamsted Exp. Stn.*, 37 p.

TROUGHTON A., 1971. The relationships between the relative growth rates of the shoot systems, number of tillers and mean tiller size in *Lolium perenne* L. *Ann. appl. Biol.*, **68**, 193-202.

WARDLAW I. F., PORTER H. K., 1967. The redistribution of stem sugars in Wheat during grain development. *Austral. J. Biol. Sci.*, **20**, 309-318.

WATSON D. J. *et al.*, 1963. Analysis of growth and yield of winter and spring Wheats. *Ann. Bot. N. S.*, **27**, 1-22.

WATSON D. J., FRENCH S. A. W., 1971. Interference between rows ans between plants within rows of a Wheat crop, and its effects on growth and yield of differently spaced rows. *J. appl. ecol.*, **1**, 421-445.

Ann. agron., 1974, **25** (1), 93-111.

EFFETS COMPARÉS DE L'IRRIGATION ET DE LA FUMURE AZOTÉE SUR LES PRODUCTIONS QUALITATIVE ET QUANTITATIVE DE MAÏS DE VARIÉTÉS DIFFÉRENTES

III. — Qualité protéique et valeur des récoltes

J. DECAU et B. PUJOL
avec la collaboration technique de A. Pace

Station d'Agronomie de Toulouse, I. N. R. A.,
Chemin de Borde Rouge,
Auzeville, B.P. 12,
31320 Castanet Tolosan

RÉSUMÉ

Après avoir étudié sous leurs aspects quantitatifs les productions comparées d'un maïs mutant *opaque 2* et de maïs normaux de référence soumis à diverses conditions d'alimentation azotée et hydrique (Decau, 1970 ; Decau et Pujol, 1972), les auteurs considèrent dans la présente note les effets qualitatifs des traitements (qualités protéiques des grains) et leurs conséquences au niveau de la valeur alimentaire des récoltes.

L'étude des teneurs en ANP, albumines et globulines, zéine, glutélines des principaux groupes protéiques du grain et celle de leurs proportions dans la matière azotée du grain font apparaître d'importantes différences dans la répartition de l'azote selon le génotype ainsi que des écarts très importants dans la réaction des deux types de maïs à la fumure azotée. Chez le mutant, riche en ANP et en albumines et globulines, protéines cytoplasmiques, l'enrichissement protéique du grain provoqué par la fumure azotée est dû à la fois à la synthèse accrue de chacun des groupes protéiques (protéines cytoplasmiques ou protéines de réserves), alors que chez les maïs normaux étudiés, pauvres en ANP ainsi qu'en albumines et globulines, l'enrichissement protéique résulte uniquement d'une production accrue des protéines de réserve, zéine et glutélines.

A ces différences et à ces variations dans la composition protéique, sont associées des écarts dans la composition des grains en acides aminés, notamment lysine, dont les teneurs chez les maïs normaux sont comprises, selon la fumure, entre 2,55 et 3,5 p. 100 des matières azotées, alors qu'elles varient dans les mêmes conditions de 3,8 à 5,4 p. 100 chez le mutant *opaque 2*.

La lysine étant le premier facteur limitant de la valeur biologique du maïs, on a étudié également les conséquences de ces écarts dans les taux de lysine sur la valeur nutritionnelle des grains ainsi que leurs répercussions économiques possibles.

I. — INTRODUCTION

L'irrigation et la fumure azotée des cultures exercent d'importants effets positifs sur la production végétale. Nous avons ainsi précédemment montré (DECAU, 1970 ; DECAU et PUJOL, 1973) pour des maïs de génotypes différents (maïs *opaque 2* et maïs normaux), l'effet de ces deux techniques sur le rendement en grain et sur la production globale de protéines.

Dans le présent mémoire, nous nous proposons d'aborder l'action de ces techniques sous un aspect qualitatif en considérant leur effet sur la qualité protéique et sur la valeur alimentaire des récoltes.

Dans ce but, à partir des produits précédemment récoltés, nous avons déterminé les principales fractions protéiques du grain et cherché ainsi à mieux comprendre, d'une part, comment s'exerce l'action de l'irrigation et de la fumure azotée et à estimer, d'autre part, leurs effets sur la valeur nutritionnelle — et donc économique — des récoltes.

II. — CONDITIONS EXPÉRIMENTALES

A. — *Dispositifs culturaux*

Les traitements (fumure azotée, irrigation) appliqués dans l'essai maïs o_2 ainsi que dans les essais de divers maïs normaux ayant servi de référence (DECAU, 1970 ; DECAU et PUJOL, 1973), sont résumés dans le tableau 1.

TABLEAU I

Variétés de maïs étudiées et traitements différentiels appliqués

Variété	Traitements fertilisants N (kg/ha)				Conditions hydriques
INRA o_2	0	75	150	300	avec irrigation (assurant l'ETM)
INRA 400	0	75	150	300	— — —
Funk's G 17 A	0	165	500	1500	— — —
INRA o_2	0	75	150	300	sans irrigation
INRA 400	0	75	150	300	— —
Pioneer 368 A	0	50	100	150	— —

B. — *Déterminations effectuées à la récolte*

Proportions des principaux groupes protéiques.

Après mesure du rendement et de ses composantes puis détermination de la teneur globale du grain en azote, la répartition des protéines en leurs principales fractions (ANP, albumines et globulines, zéine, glutélines) a été déterminée par la technique d'OSBORNE (1924) modifiée par BAUDET *et al.* (1966).

Teneurs en lysine des matières azotées et teneur en lysine du grain.

Les teneurs en lysine des matières azotées et la teneur en lysine du grain ont pu être déduites des teneurs et des proportions des différents groupes protéiques du grain. En effet, les travaux de BAUDET *et al.* (1966) et de MOSSÉ *et al.* (1966) ont montré que la composition en acides aminés des divers groupes protéiques est, d'une part, très différente d'un groupe à l'autre, mais est, d'autre part, sensiblement constante pour un groupe donné quelle que soit la variété. A partir des résultats établis par ces auteurs et en s'appuyant sur l'analyse des proportions relatives des protéines de nos échantillons, il nous est possible d'établir par le calcul la composition du grain en acides aminés. En fait, un tel calcul n'a été jusqu'à maintenant réalisé que pour la lysine, acide aminé indispensable du grain.

Mais les résultats obtenus par le calcul ont été au préalable comparés à ceux obtenus par dosage chromatographique des acides aminés de la graine.

Il en a été ainsi d'un premier lot de graines de maïs de génotypes différents ayant été soumis à des fumures différentes.

Une corrélation très étroite ($r = 0{,}98$) existe entre les deux types de données, mais toutefois, les données calculées présentent, par rapport aux résultats des dosages, des valeurs systématiquement plus faibles de 0,9 p. 100 en moyenne. De ce fait, un terme correctif a été apporté aux résultats calculés, de manière à les rendre plus proches des valeurs mesurées.

III. — RÉSULTATS

A. — *Les fractions protéiques du grain*

1. *Influence du génotype.*

Les résultats des analyses mettent en évidence l'existence d'écarts considérables entre les teneurs en ANP, albumines et globulines, zéine, glutélines du maïs *opaque 2* et les teneurs en ces mêmes fractions protéiques des maïs normaux (tabl. 2). En revanche, chez ces derniers maïs, malgré leur origine différente et bien qu'ils aient été soumis à une large gamme de conditions culturales, les écarts ne sont pas importants.

Les teneurs en ANP de ces maïs normaux varient peu : de 0,64 à 0,86 p. 100 du poids de matière sèche du grain ; les taux d'albumines et de globulines, de même, sont compris entre des limites relativement restreintes (1,00 à 1,46 p. 100) alors que chez le mutant o_2, en revanche, ces fractions azotées sont plus abondantes et plus variables selon les conditions de culture (respectivement 1,13-1,71 et 1,81-2,68 p. 100 du poids de matière sèche du grain). En ce qui concerne la zéine, elle est par contre, sauf exception, nettement plus abondante chez les maïs normaux que chez le mutant.

De ces différences résultent d'importants écarts des proportions relatives des groupes protéiques de la graine, entre les maïs normaux d'une part, les mutants d'autre part. Les données de la figure 1 montrent que les grains du mutant *opaque 2* et ceux des maïs normaux forment en effet, quelles que soient les conditions culturales, deux ensembles disjoints du fait de leurs proportions différentes des formes hydrosolubles (ANP + albumines + globulines) et de la zéine.

Les deux groupes de maïs diffèrent encore par la répartition des éléments des deux ensembles : chez les maïs *opaque 2*, la répartition plus groupée des points représentatifs traduit, par rapport aux maïs normaux, une variabilité plus faible de la composition protéique, quelles que soient les conditions de fumure et d'irrigation.

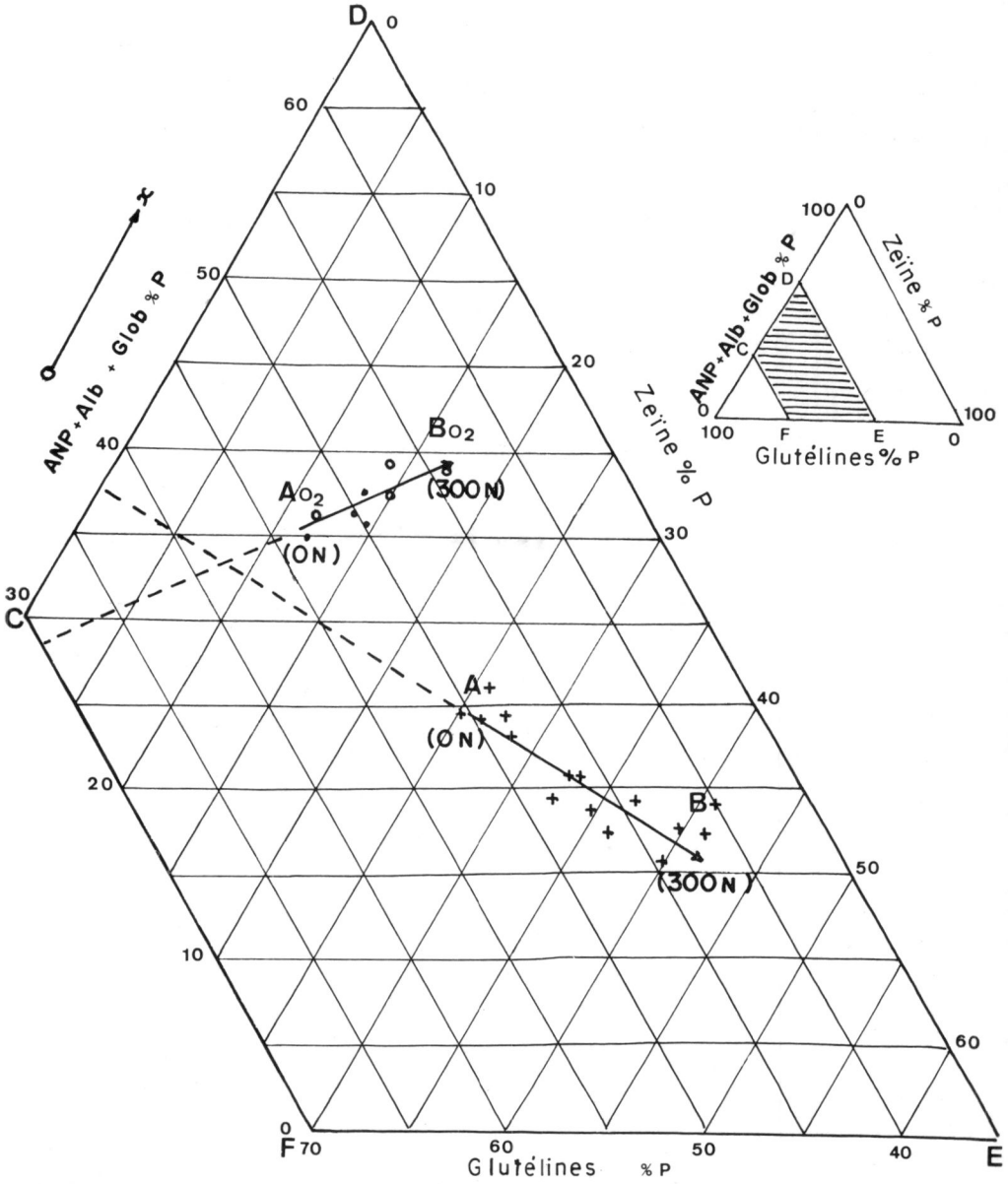


FIG. 1. — *Proportion des principaux groupes protéiques dans les grains des différents maïs* (Ao_2, Bo_2 : maïs *opaque 2* ; A_+, B_+ : maïs normaux)

TABLEAU 2

Teneurs des grains des maïs en différentes fractions protéiques.

Variétés/conditions hydriques	*INRA* o_2 non irrigué				*INRA* o_2 irrigué			
Fumure azotée N (kg/ha)	0	75	150	300	0	75	150	300
ANP (% MS grain)	1,13	1,28	1,58	1,71	1,17	1,31	1,45	1,63
Albumines + globulines (% MS grain)	1,81	2,16	2,45	2,68	1,95	2,31	2,62	2,83
Zéine (% MS grain)	1,01	1,31	1,53	1,83	1,04	1,40	1,65	2,01
Glutélines (% MS grain)	4,63	5,02	5,54	6,36	4,72	4,87	5,41	5,33
Variétés/conditions hydriques	*INRA 400* non irrigué				*INRA 400* irrigué			
Fumure azotée N (kg/ha)	0	75	150	300	0	75	150	300
ANP (% MS Grain)	0,77	0,73	—	0,69	0,68	—	0,68	0,74
Albumines + globulines (% MS grain)	1,16	1,12	—	1,17	1,13	—	1,20	1,32
Zéine (% MS grain)	2,14	3,36	—	4,17	2,79	—	3,71	4,19
Glutélines (% MS grain)	3,73	4,14	—	4,90	4,18	—	4,88	4,72
Variétés/conditions hydriques	*Pionneer 368 A* non irrigué				*Funk's G 17 A* irrigué			
Fumure azotée N (kg/ha)	0	50	100	150	0	165	500	1 500
ANP (% MS Grain)	0,69	0,70	0,64	0,64	0,86	0,83	0,83	0,78
Albumines + globulines (% MS grain)	1,08	1,10	0,95	1,00	1,34	1,46	1,40	1,32
Zéine (% MS grain)	1,78	1,96	2,56	2,81	2,53	5,07	6,02	6,40
Glutélines (% MS grain)	3,65	3,99	3,95	4,12	4,61	5,28	5,03	5,83

Chez les deux types de maïs, on peut aussi noter la répartition sensiblement linéaire des points représentatifs sur les graphiques mais selon des directions, ici encore, nettement distinctes.

2. *Influence de la fumure.*

Les teneurs des grains en ANP, albumines et globulines, zéine, glutélines, sont sous l'étroite dépendance de la fumure azotée, mais il existe à cet égard entre les deux types de maïs des différences considérables.

Chez le maïs o_2, la teneur de chaque groupe protéique augmente avec la fumure, dans toute la gamme des apports réalisés (tabl. 2). C'est ainsi qu'un apport de 300 kg d'azote, conduit, chez *INRA* o_2 non irrigué, à un accroissement global des teneurs en matières azotées de 45 p. 100, se traduisant respectivement par une élévation de 50, 48, 80 et 37 p. 100 de chacune des fractions azotées : ANP, albumines et globulines, zéine, glutélines. Chaque fraction participe donc à l'enrichissement protéique de la graine avec toutefois une participation relative plus élevée de la zéine ; cepen-

dant, il convient de considérer non seulement ces accroissements relatifs, mais aussi les variations des quantités élaborées. Dans les conditions expérimentales utilisées, l'apport de 300 kg N/ha provoque une augmentation de 3,8 p. 100 du taux de protéines (DECAU et PUJOL, 1973) et ce phénomène résulte d'un accroissement respectif des synthèses d'ANP, albumines et globulines, zéine et glutélines de 0,56, 0,83, 0,81 et 1,60 p. 100 du grain. L'élévation du taux de matière azotée du grain est donc liée principalement à la synthèse des glutélines et, dans une moindre mesure et pour des parts quasi-équivalentes, à la synthèse des trois autres groupes protéiques.

Par contre, chez les maïs normaux, les variations subies par la zéine et les glutélines interviennent seules dans l'enrichissement protéique provoqué par la fumure. Ainsi, chez *INRA 400*, placé dans les mêmes conditions expérimentales que le mutant o_2, la teneur en protéines du grain s'accroît de 3,10 p. 100 sous l'effet d'une fumure azotée de 300 kg et cet accroissement résulte d'une élévation de 2,03 p. 100 du taux de zéine et d'une élévation de plus de 1 p. 100 de la teneur en glutélines ; par contre, dans les mêmes conditions, les taux d'ANP, d'albumines et de globulines demeurent stables ; l'élévation du taux de matières azotées de la graine est donc principalement due à une synthèse accrue de zéine.

Pour chaque variété de maïs, les proportions des protéines présentent un gradient étroitement lié aux conditions de fertilisation azotée de la culture (fig. 1). L'effet des fumures peut donc être représenté, soit par un vecteur $\overrightarrow{A_+ B_+}$, soit par un vecteur $\overrightarrow{Ao_2\ Bo_2}$ dont la longueur indique l'amplitude de l'ensemble de la variation des proportions protéiques et dont l'orientation détermine la nature des changements provoqués.

Il devient ainsi manifeste que *la fertilisation azotée exerce à plusieurs égards une action différente selon le génotype* : pour une même gamme de fumure, les variations des proportions protéiques sont plus grandes chez les maïs normaux (+) que chez les maïs mutants (o_2) :

$$\overrightarrow{A_+ B_+}\ (0 - 300) = 13 \longrightarrow \overrightarrow{Ao_2\ Bo_2}\ (0 - 300) = 8$$

Ces variations affectent de manière inégale les proportions des différentes protéines $\overrightarrow{Ox}, \overrightarrow{A_+ B_+} = -92°$ et $Ox, \overrightarrow{Ao_2}\ \overrightarrow{Bo_2} = -36° \longrightarrow \overrightarrow{Ao_2}\ \overrightarrow{Bo_2}, A_+ B_+ = -56°$. Il s'ensuit que les variations avec la fumure des proportions de certaines formes protéiques sont différentes selon la variété. Ainsi, pour les protéines hydrosolubles, on a : $\Delta x_+ = \dfrac{\overline{A_+ B_+}}{3}(\sqrt{3}\ \mathrm{Cos}\ x - \mathrm{Sin}\ x)$ (projection oblique $\overrightarrow{A_+ B_+}$ sur l'axe des x) soit $\Delta x_+ = -8{,}0$ p. 100 et $\Delta x o_2 = +3{,}8$, respectivement pour les maïs normaux et pour le mutant ; de même, pour les variations du taux de zéine, données par la formule $\Delta z = \dfrac{\overline{2A_+ B_+}}{3}\ \mathrm{Sin}\ x$, on obtient $\Delta z_+ = 15{,}0$; $\Delta z o_2 = +5{,}4$.

Ces variations des proportions de protéines hydrosolubles et de zéine, très différentes chez les deux types de maïs, s'accompagnent cependant, dans l'un et l'autre cas, d'une diminution analogue de la proportion des glutélines (de 8 p. 100 environ de l'ensemble des matières azotées du grain) lorsque les fumures et les taux de protéine des grains augmentent.

3. *Influence de l'irrigation.*

L'irrigation n'exerce pas d'influence sur les proportions des différentes fractions protéiques du grain, alors qu'elle agit sur la production de la plante (rendement en grain et taux de protéines du grain) en intervenant à la fois sur le taux de transfert des substances élaborées, ternaires ou azotées, vers la graine, et sur l'augmentation de l'absorption d'azote ainsi que sur l'accroissement des synthèses résultantes (DECAU et PUJOL, 1973).

L'ensemble des résultats obtenus fait donc apparaître le rôle essentiel du génotype, les effets de la fumure azotée et l'influence conjuguée de ces facteurs sur la composition protéique de la graine. Soumis aux mêmes conditions culturales, le maïs *opaque 2* synthétise, par rapport aux maïs normaux, une quantité plus grande de glutélines, de protéines cytoplasmiques (albumines et globulines) et d'ANP, mais forme par contre une quantité très nettement inférieure de zéine, protéine de réserve spécifique du maïs et à valeur alimentaire faible.

La fertilisation azotée tend ainsi à accentuer l'écart déjà existant entre les deux types de maïs, mutant et normaux. L'enrichissement en protéines provoqué par l'emploi de cette technique affecte chez le maïs o_2 pour une part importante, les matières azotées cytoplasmiques alors que chez les maïs normaux, elle influence essentiellement les matières de réserve, zéine et glutélines.

Ces divers types de protéines ayant des compositions en acides aminés différentes et les protéines cytoplasmiques étant notamment beaucoup plus riches en acides aminés indispensables à la nutrition de l'Homme et des Animaux, il s'ensuit une variation d'ensemble de la composition utile des grains à cet égard et, partant, une différenciation de la valeur biologique de l'ensemble protéique du grain suivant la variété et la fumure.

Chez le maïs, comme chez les autres céréales, la lysine étant l'un des acides aminés indispensables qui limite la valeur biologique des protéines de la graine (BEESON *et al.*, 1966), nous avons suivi, chez la variété normale et chez le mutant o_2, les variations des teneurs des grains en lysine et analysé leurs effets au point de vue alimentaire, donc économique.

B. — *La production de lysine*

1. *Taux moyens en lysine des protéines et du grain.*

De nombreux auteurs (MERTZ, BATES et NELSON, 1964 ; MOSSÉ *et al.*, 1966, notamment) ont montré que les maïs *opaque 2* diffèrent des maïs normaux par la teneur beaucoup plus élevée de leur matière azotée et de leur grain en lysine.

En accord avec les résultats obtenus par ces auteurs, nos données montrent aussi que les teneurs en lysine sont, chez le mutant, très largement supérieures à celles des maïs normaux (tabl. 3). D'autre part, elles établissent que l'incidence des fumures sur ces teneurs est différente selon le génotype.

Les résultats de ce tableau 3 indiquent que le taux moyen en lysine des protéines (L p. 100 P) demeure sensiblement constant, chez le mutant, tandis qu'augmentent les fumures (L p. 100 P $= 4{,}36 \pm 0{,}06$ p. 100), alors qu'il décroît dans les mêmes conditions, dans le groupe des maïs normaux, selon la courbe moyenne d'équation L p. 100 P $= 3{,}65\ (N)^{-0{,}049}$ (N = azote apporté en kg/ha), soit une dimi-

nution moyenne du taux de lysine de 3,44 à 2,82 p. 100 dans la même gamme d'apports d'azote (0-300 kg N/ha).

Ces différences dans les taux de lysine des protéines entraînent d'importants écarts dans les teneurs des grains en cet acide aminé.

TABLEAU 3

Teneur en lysine des protéines et du grain en fonction du génotype, de la fumure azotée et de l'alimentation hydrique des maïs

Variétés/conditions hydriques	*INRA* o_2 non irrigué				*INRA* o_2 irrigué			
Fumure azotée (N kg/ha)	0	75	150	300	0	75	150	300
Lys % protéines (L % P)	4,37	4,35	4,38	4,30	4,40	4,42	4,33	4,32
Lys ‰ grain (L)	3,77	4,26	4,86	5,42	3,91	4,38	4,81	5,11

Variétés/conditions hydriques	*INRA 400* non irrigué				*INRA 400* irrigué			
Fumure azotée (N kg/ha)	0	75	—	300	0	—	150	300
Lys % protéines (L % P)	3,45	2,95		2,68	3,13		2,93	2,83
Lys ‰ grain (L)	2,65	2,77		2,92	2,75		3,07	3,09

Variétés/conditions hydriques	*Pionneer 368 A* non irrigué				*Funk's G 17 A* irrigué			
Fumure azotée (N kg/ha)	0	50	100	150	0	165	500	1 500
Lys % protéines (L % P)	3,55	3,40	3,10	3,05	3,46	2,72	2,56	2,43
Lys ‰ grain (L)	2,55	2,62	2,55	2,61	3.25	3,46	3,41	3,48

Chez le mutant, le taux de lysine des protéines demeurant stable, la teneur du grain en lysine croît avec les fumures, quelles que soient les conditions hydriques, au même rythme que le taux de protéines du grain (tabl. 3). On note ainsi que la teneur en lysine des grains augmente lorsque l'apport d'azote s'accroît, aussi bien en milieu irrigué qu'en milieu non irrigué.

Cependant, de même que pour la teneur en matières azotées (DECAU et PUJOL, 1973), le taux maximal de lysine du grain demeure plus faible en culture irriguée qu'en conditions sèches.

Chez les maïs normaux, l'évolution du taux de lysine du grain est soumise, en revanche, à deux phénomènes opposés : un enrichissement en matières azotées sous l'effet de la fumure associé à une dilution croissante, concomitante, de la lysine dans ces matières. La résultante de ces deux processus apparaît comme très faiblement positive ou nulle, selon les variétés et les conditions expérimentales (tabl. 3).

Ces données, associées aux mesures de production quantitative précédemment relatées (DECAU, 1970), vont permettre de comparer, chez les diverses variétés étudiées, les productions de lysine à l'hectare.

2. *Production de lysine à l'hectare.*

a) *Influence du génotype.*

Cette influence est nette si on compare la production de lysine lorsque les alimentations azotée et hydrique sont non limitantes (tabl. 4). En cultures irriguées, pour une fumure suffisante (N > 200 kg/ha), le maïs mutant compense largement son déficit de rendement en grain par rapport aux maïs normaux (DECAU, 1970), et produit près de 40 kg de lysine/ha alors que la production en lysine des maïs normaux atteint dans les meilleures conditions 32 kg/ha.

Les données du tableau 4 montrent aussi que l'influence du génotype est liée à l'utilisation de l'azote par la plante.

TABLEAU 4

Production de lysine à l'hectare par les différents maïs

Variétés/conditions hydriques	*INRA* o_2 non irrigué				*INRA* o_2 irrigué			
Fumure azotée (N kg/ha)	0	75	150	300	0	75	150	300
Lys (kg/ha)	14,1	19,7	24,7	27,8	21,1	32,7	34,6	37,5
Variétés/Conditions hydriques	*Pionneer 368 A* non irrigué				*Funk's G 17 A* irrigué			
Fumure azotée (N kg/ha)	0	50	100	150	0	165	500	1 500
Lys (kg/ha)	11,8	15,3	16,9	19,1	25,7	32,1	29,2	30,0
Variétés/conditions hydriques	*INRA* (+) non irrigué (1)				*INRA* (+) irrigué			
Fumure azotée (N kg/ha)	0	100	200	300	0	100	200	300
Lys (kg/ha)	12,4	22,0	23,5	24,7	16,2	24,9	32,1	30,8

(1) Hybride normal homologue du maïs mutant (W 64 A × A 619) étudié en un essai complémentaire (DECAU et POLLACSEK, 1970), le maïs *INRA 400* ayant été affecté dans son rendement par une chute de grêle.

b) *Influence de la fertilisation azotée.*

Exception faite des très forts apports, la fertilisation azotée influence la production de lysine en agissant sur les rendements en grain, et pour le mutant, en faisant varier la teneur du grain en protéines. On observe donc une élévation générale

ΔL de la production de lysine qui varie, chez les maïs normaux, pour les fumures faibles ou moyennes, de 3,0 à 7,5 kg pour 100 kg d'azote apporté ($3{,}0 < \Delta L\ (N = 100) < 7{,}5$). Les écarts observés dépendent de la fourniture d'azote à la culture par le sol en l'absence de fumure (*Funk's G 17 A*), des conditions d'alimentation hydrique (*INRA* (+) irrigué) et vraisemblablement aussi de la variété cultivée.

Chez le mutant, l'effet de la fumure azotée s'avère plus important que chez certains maïs normaux utilisés en référence (*Pionneer 368 A* et *Funk's G 17 A*), mais il demeure voisin de celui de l'hybride *INRA*, homologue normal du mutant.

Mais la réponse à la fumure dépend aussi largement de l'alimentation hydrique.

c) *Influence de l'irrigation.*

Quelle que soit la fumure et la variété, l'irrigation apporte un important supplément de production de lysine : de 7 à 10 kg/hectare chez le maïs *INRA* o_2, de 4 à 6 kg chez le maïs *INRA* (+). Ces accroissements provoquent des relèvements de 18 à 50 p. 100 des rendements en lysine par rapport à la culture sèche.

Par ailleurs, il existe une interaction positive entre irrigation et fumure : tandis qu'en conditions sèches, l'accroissement de production de lysine, $\Delta L_{(N = 100)}$, atteint 6,1 et 6,8 kg de lysine/ha, respectivement pour les maïs *INRA* (+) et *INRA* o_2, en conditions irriguées, les accroissements homologues observés atteignent des valeurs environ 20 p. 100 supérieures (7,3 et 8,2 kg Lys/ha).

Les variations de production de lysine, analogues ou voisines de celles des rendements en grain chez les maïs normaux, sont très différentes chez le mutant, et, de ce fait, s'accompagnent d'un changement de la valeur alimentaire des récoltes.

C. — *Valeur nutritionnelle des récoltes*

1. *Valeurs nutritionnelles comparées du maïs mutant et des maïs normaux.*

De nombreux travaux ont été consacrés à l'étude des effets de la substitution du maïs *opaque 2* au maïs normal dans la ration des monogastriques (Beeson *et al.*, 1966 ; Sihombing *et al.*, 1969 ; Henry et Bourdon, 1971, notamment). Ces travaux ont montré la supériorité du maïs *opaque 2* vis-à-vis des variétés normales pour la plupart des spéculations (poules pondeuses, porcs en croissance) et sous des conditions variées d'alimentation de l'animal (régimes à niveau protéique faible ou moyen) ainsi que la possibilité, à performances égales, de réduire le taux de tourteaux de la ration en substituant le maïs *opaque 2* au maïs normal.

Il ressort de l'ensemble de ces recherches qu'il est possible, dans de nombreuses situations, de remplacer un régime à base de maïs normal complémenté par un taux élevé de tourteau de soja par un régime à base de maïs *opaque 2* mais à faible taux de tourteau, à condition que l'apport de lysine de la ration demeure le même (Gaye, d'après Calet, Guilbot et Moal, 1971).

La réduction du taux de tourteau de la ration a nécessairement des conséquences économiques.

2. *Composition du grain et valeur agricole de la récolte.*

Considérant, d'une part, les teneurs du tourteau et des maïs en lysine, d'autre part, les prix relatifs des deux types d'aliments, on peut dès lors tenter de calculer,

par rapport à celle du maïs normal, la plus-value de la récolte devant découler de l'amélioration de la qualité du maïs.

Le taux de lysine du tourteau de soja est voisin de 31 p. 1 000 (tourteau à 50 p. 100 de protéine contenant 6,2 p. 100 de lysine). Un écart de 1 p. 1 000 de la teneur en lysine du grain de maïs entraînera donc par kilogramme de grain, une différence d'apport de soja dans la ration de $\frac{1}{31}$ kg soit 32 grammes.

Le rapport des prix tourteau de soja/maïs étant actuellement voisin de 2,75 (1), nous pouvons exprimer l'écart de poids de tourteau à utiliser en équivalent — poids de maïs. On a ainsi pour un ΔLys p. 1000 grain égal à 1 : 32 g $\times$ 2,75 = 88,0 g d'équivalent-poids de maïs. Il s'ensuit une variation de 88 p. 1 000 de la valeur du maïs récolté.

Les taux de lysine du grain trouvés dans nos conditions expérimentales différant selon la variété et les conditions culturales (tabl. 3), il en résulte des modifications de la valeur agricole des récoltes.

En prenant pour référence le taux de lysine du maïs *INRA 400* en l'absence de fumure (2,65 p. 1 000), taux fréquemment observé chez les maïs normaux (CALET, GUILBOT et MOAL, 1971), nous pouvons calculer la valeur comparée des différents grains récoltés (tabl. 5).

TABLEAU 5

Indices de valeur I. V. *des grains de maïs en fonction de la variété et de l'alimentation hydrique et minérale de la plante*

(Indices de valeur calculés en prenant pour base : I. V. *INRA 400* sans fumure azotée = 100)

Variétés/conditions hydriques	*INRA* o_2 non irrigué				*INRA* o_2 irrigué			
Fumure azotée (N kg/ha)	0	75	150	300	0	75	150	300
I.V.	109,8	114,3	119,6	124,5	111,5	115,6	118,7	121,8

Variétés/conditions hydriques	*INRA 400* non irrigué				*INRA 400* irrigué			
Fumure azotée (N kg/ha)	0	75	150	300	0	75	150	300
I.V.	100	101,8	—	102,2	100,9	—	102,7	103,1

Variétés/conditions hydriques	*Pionneer 368 A* non irrigué				*Funk's G 17 A* irrigué			
Fumure azotée (N kg/ha)	0	50	100	150	0	165	500	1 500
I.V.	99,1	99,6	99,1	99,6	105,3	107,1	109,1	106,7

Les résultats de ce tableau mettent en évidence les faits suivants :

— une très faible variation de la valeur nutritionnelle (I. V.) de la récolte dans le cas des maïs normaux quelles que soient les conditions culturales,

(1) Cotation en mi-février 1973.

— des écarts importants entre le mutant o_2 et un maïs normal obtenus à partir de génotypes homologues (*INRA 400*),
— un effet considérable de la fumure azotée chez le mutant.

En utilisant les données ci-dessus, il nous est dès lors possible de déterminer la valeur globale calculée des différentes productions et de rechercher le seuil de rentabilité des fumures selon que sont prises ou non en compte les influences variétales et culturales sur la qualité des récoltes.

3. *Qualité des grains et seuils de rentabilité des fumures.*

a) *Rendements équivalents.*

Nous désignerons sous le terme de rendements équivalents les valeurs obtenues en effectuant, pour chaque traitement, les produits : R (q/ha) $\times \frac{\text{I. V.}}{100}$. Les résultats (exprimés, comme les rendements en grain, en quintaux/ha), permettent de comparer les valeurs réelles des productions des différents maïs, les écarts d'origine qualitative étant ainsi intégrés dans les différences quantitatives.

Pour les 3 maïs ayant fait l'objet d'études quantitatives (3 ou 4 doses de fumure), nous avons regroupé dans le tableau 6 à la fois les rendements pondéraux (R) et les rendements équivalents (R*e*) obtenus.

TABLEAU 6

Rendements et rendements-équivalents des différents maïs

Variétés	Conditions hydriques	Doses de fumure (N kg/ha)	Rendements (R) (q/ha)	Rendements équivalents (RE) (q/ha)
INRA o_2	non irrigué	0	37,6	41,3
		150	50,8	60,8
		232 (1)	53,5	—
		268 (2)	—	64,4
	irrigué	0	53,9	60,1
		150	72,0	85,5
		208 (1)	77,8	—
		217 (2)	—	90,9
Pionneer 368 A	non irrigué	0	46,2	45,8
		150	73,8	73,5
		260 (1)	81,0	80,6
		(2)		
Funk's G 17 A	irrigué	0	79,6	83,8
		165	92,5	99,1
		292 (1)	92,5	98,7
		(2)		

(1) Dose de fumure permettant d'atteindre le rendement maximum.
(2) Dose de fumure permettant d'atteindre le rendement équivalent maximum.

On peut observer que les différences R*e* — R, chez les maïs normaux, sont sensiblement nulles (*Pionneer 368 A*) ou relativement faibles et peu variables (*Funk's G 17 A*) quelle que soit la fumure, et sont au contraire très variables et croissantes avec les fumures chez le mutant (de 3,7 à 13,5 q/ha). Il s'ensuit que, chez les maïs normaux, la même dose d'azote permet d'atteindre à la fois le maximum du rendement en grain et celui du rendement équivalent alors que, chez le mutant, les apports d'azote nécessaires pour atteindre ces niveaux sont différents.

Les données du tableau 6 permettent en outre d'établir les faits suivants :

— En l'absence de fumure ou en présence d'une fumure moyenne, les mutants

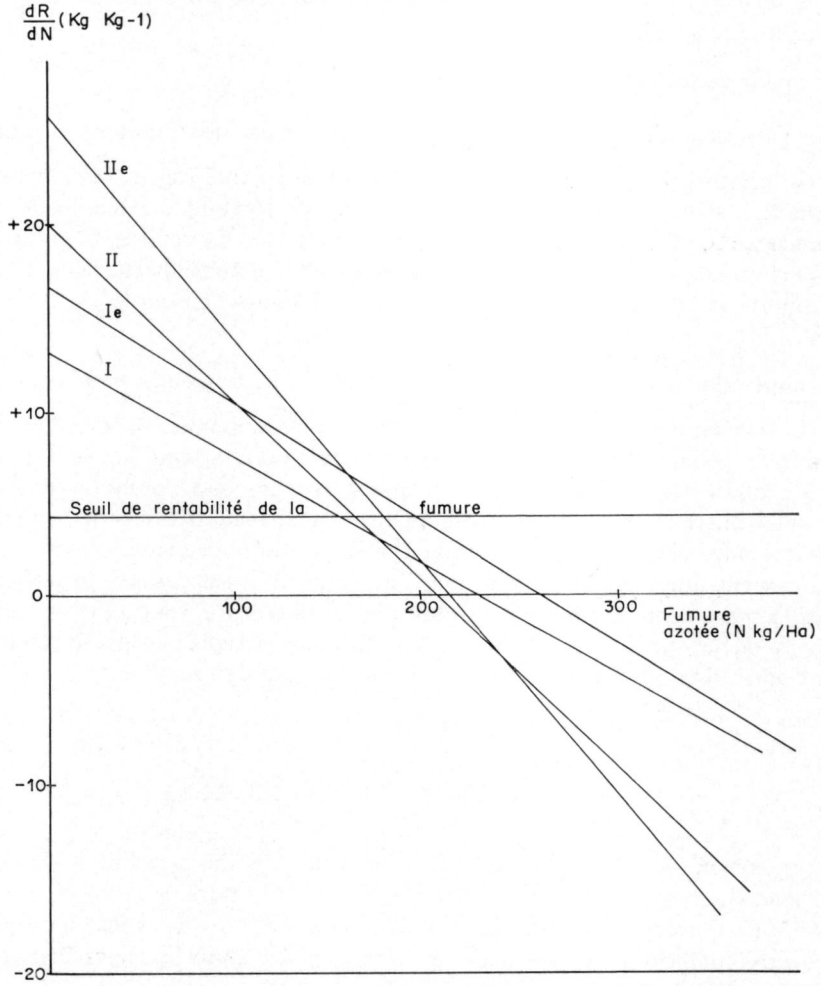


FIG. 2. — *Variation des accroissements de rendement avec les fumures* $\left(\frac{dR}{dN}\right)$ *en fonction des apports d'azote. Influence des variations de qualité sur la rentabilité de la fumure* (cas du maïs mutant *opaque 2*)

I, I*e* : rendement en grain et rendement équivalent d'un maïs *opaque 2* en culture non irriguée ;
II, II*e* : rendement en grain et rendement équivalent du même maïs en culture irriguée.

fournissent des rendements équivalents plus faibles que les maïs normaux : les écarts varient de 4,5 à 33,7 q, soit des différences de 10 à 28 p. 100. Mais les résultats ainsi obtenus peuvent être faussés par la fourniture de quantités d'azote minéral par le sol, différentes selon les variétés cultivées (DECAU, 1970).

— En présence de la fumure optimale, qui élimine l'intervention de ce facteur, les écarts de production entre mutant et maïs normaux atteignent 16,2 q/ha en culture sèche et 7,8 q/ha en culture irriguée, soit pour les 2 conditions hydriques, des rendements respectivement inférieurs de 20 à 8 p. 100 chez le mutant.

Les résultats de nos essais montrent donc que, malgré des différences de qualité de grain très importantes, le maïs *opaque 2*, dans l'hypothèse d'une utilisation de la récolte telle qu'elle a été envisagée ci-dessus, ne parvient pas à fournir une production comparable à celle des maïs normaux.

b) *Seuils de rentabilité des fumures.*

Les variations des rendements en fonction des écarts des fumures $\left(\frac{dR}{dN}\right)$ sont des fonctions linéaires décroissantes des doses d'azote apportées (fig. 2). Positives pour tout apport d'azote inférieur à la dose de fumure permettant d'atteindre le rendement maximum, elles cessent d'être rentables au-delà d'un seuil qui est variable, d'une part, selon les valeurs relatives de la récolte, d'autre part, selon l'engrais azoté apporté et les frais particuliers impliqués par la mise en œuvre de cette fertilisation.

Si nous admettons ici un rapport $\frac{dR}{dN} = 4$ pour un tel seuil, et si nous considérons le seul rendement en grain, nous voyons que la fumure azotée du maïs o_2, plus rentable pour de faibles apports en irrigué qu'en sec, atteint son seuil pour des fumures azotées très voisines (160 et 165 kg/ha) dans les deux conditions de culture.

Si, au contraire, nous tenons compte des qualités nutritionnelles supérieures du mutant, nous observons que la rentabilité de la fumure se trouve accrue et que le seuil devient ainsi plus élevé que celui des rendements en grain ; le phénomène est surtout marqué en culture non irriguée (fig. 2) ; les écarts sont en effet variables ($\Delta N = 45$ ou 20 kg/ha, en culture non irriguée ou irriguée respectivement); ils peuvent donc, dans certains cas, influencer la politique de fumure.

IV. — DISCUSSION ET CONCLUSIONS

L'apparition spontanée chez le maïs de mutants à grains enrichis en lysine (mutant *opaque 2*), constitue une étape importante dans l'histoire de ce végétal et de sa culture. Mais l'incorporation de ce caractère *opaque 2* dans des génotypes de maïs adaptés aux conditions de milieu des grandes régions agricoles de la France pose de sérieux problèmes de nature écologique.

Pour y apporter des éléments de réponse, nous avons étudié les réactions comparées d'un maïs *opaque 2* et de maïs normaux pris comme références aux actions combinées de la fumure azotée et de l'irrigation, qui sont des facteurs importants de la production.

Nous discuterons ici successivement quelques points importants apportés par l'ensemble des données réunies antérieurement (DECAU, 1970 ; DECAU et PUJOL, 1972) et par les résultats du présent mémoire.

1. — *Comparaison des rendements en grain du maïs mutant et des maïs normaux*

La comparaison des productions obtenues chez le maïs *opaque 2* et chez les maïs normaux, met en évidence un rendement en grain plus faible chez le mutant (de 10 à 20 p. 100 dans les conditions agricoles moyennes de production).

Cet écart pourrait s'expliquer en considérant des différences de métabolisme qui existent entre le mutant et les maïs normaux.

En premier lieu, il pourrait ainsi résulter d'une assimilation chlorophylienne moins efficace chez le maïs *opaque 2* par rapport aux variétés normales, les résultats obtenus par JOLIVET *et al.* (1970) suggérant en effet que les premières étapes de la photosynthèse sont quelque peu différentes chez le maïs *opaque 2* et chez les maïs normaux. Nos résultats apportent des éléments qui corroborent cette hypothèse : si nous considérons en effet, chez le mutant et chez un maïs normal homologue, d'une part, la masse des organes végétatifs participant à l'assimilation chlorophylienne (feuilles, spathes et tiges), d'autre part, la masse totale des matières sèches synthétisées par la culture, on observe (tabl. 7) que le rapport entre ces grandeurs est plus élevé chez le maïs mutant que chez le maïs normal, tout particulièrement lorsque la fumure azotée n'est pas limitante.

TABLEAU 7

Activités photosynthétiques nettes comparées de l'ensemble des organes chlorophylliens chez deux types de maïs

Variétés	*INRA* o_2				*INRA* (+)			
Conditions hydriques	non irrigué		irrigué		non irrigué		irrigué	
Fumure azotée (N kg/ha)	0	300	0	300	0	300	0	300
Feuilles + spathes + tiges / Matière sèche totale	0,46	0,55	0,42	0,54	0,44	0,46	0,43	0,38

Cependant, d'autres processus interviennent, qui contribuent à expliquer le rendement en grain plus faible du maïs o_2 : tel est le cas de l'aptitude plus faible au grossissement du grain de ce maïs par rapport à celui des grains normaux (poids moyens respectifs du grain : 230 et 290 mg), caractère génétique que ne vient pas compenser un accroissement du taux de fructification (470 et 510 grains/épi respectivement en moyenne).

2. — *Utilisation comparée de l'azote par les deux types de maïs*

Bien que la photosynthèse nette de la plante soit plus faible chez le maïs o_2, l'absorption et l'utilisation de l'azote par la culture ne sont pas affectées, et dans des conditions expérimentales comparables, le grain de maïs *opaque 2* apparait plus riche en protéines que les maïs normaux (DECAU et PUJOL, 1972). Cependant, les différences essentielles entre les deux maïs résident, d'une part, dans les proportions très différentes des diverses protéines du grain, et, d'autre part, dans les variations différentes des taux de ces protéines selon les techniques culturales. Nos analyses mettent ainsi en évidence à la fois une prépondérance des protéines cytoplasmiques dans le grain mutant, et une aptitude du grain à synthétiser, sous l'effet de fumures azotées croissantes, à la fois davantage de protéines cytoplasmiques et de protéines de réserve. Ces résultats s'opposent à ceux que fournissent les maïs normaux, riches en protéines de réserve, et dont l'enrichissement protéique sous l'effet de la fumure résulte précisément de la seule synthèse accrue de ces dernières.

Les écarts dans la composition protéique des grains des deux types de maïs ainsi observés résultent d'aptitudes génétiques tout à fait différentes. La présence du gène *opaque 2* permet de lever la répression de la synthèse des protéines cytoplasmiques (NELSON, 1970) existant chez les maïs normaux. Par ailleurs, DENIC (1970, 1971) a montré que les protéinoplastes de l'albumen du maïs *opaque 2* incorporent plus activement la lysine dans les protéines que ne le font les organes homologues des maïs normaux.

3. — *Composition protéique et valeur des récoltes*

Les différences existant dans les proportions de protéines dans les grains des deux types de maïs entraînent des différences de composition en acides aminés des matières azotées. Ce fait explique que les taux de lysine soient plus élevés et croissent avec la fumure chez le maïs mutant. Ils diffèrent ainsi des taux plus faibles et peu variables des maïs normaux.

Les conséquences de ces écarts sur la valeur alimentaire de la récolte ont été étudiées dans une optique de supplémentation du maïs avec du tourteau de soja. Les résultats obtenus font apparaître une différence de valeur nutritionnelle de 10 à 24 p. 100 selon le taux de protéine du grain, mais il convient de souligner que ces résultats demeurent contingents des hypothèses envisagées : supplémentation, nature et source des protéines ajoutées et rapports de prix des deux types de constituants de la ration.

Or, la supplémentation du maïs peut être envisagée sous d'autres conditions : supplémentation différente ou même absence d'addition protéique. Dans ce dernier cas, marginal aujourd'hui, mais qui peut être envisagé à l'avenir grâce au progrès génétique (NELSON, 1970), la valeur de la production est déterminée par le niveau de son facteur limitant. Ce dernier étant le taux de lysine, nous pouvons dès aujourd'hui constater que la récolte de maïs *opaque 2*, par la production plus élevée de lysine par hectare, présente, dans cette optique, une valeur nutritionnelle supérieure à celle des maïs normaux.

4. — *Conclusion*

En définitive, les résultats obtenus montrent, sous nombre de ses aspects quantitatifs et qualitatifs, la grande plasticité des maïs soumis à des conditions d'alimentation azotée et hydrique très diverses, mais ils en montrent aussi les limites génétiques. A la production quantitative supérieure des maïs normaux s'oppose la production protéique meilleure du maïs mutant *opaque 2*, dont le métabolisme apparaît différent de celui du Maïs normal et qui compense de ce fait, en grande partie, son rendement inférieur par une qualité nutritionnelle supérieure de son grain.

Nos données expérimentales ont en outre permis de mettre en évidence chez le mutant, des relations quantitatives qui lient qualités protéiques et facteurs de production ; ces résultats posent ainsi le problème de la valorisation économique des améliorations de qualité qui accompagnent les effets quantitatifs des techniques culturales mises en jeu.

Reçu pour publication en octobre 1973.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier ici tout particulièrement M. Pollacsek (I. N. R. A., Station d'Amélioration des Plantes, 63 - Clermont-Ferrand) qui nous a aimablement fourni les semences des hybrides étudiés.

Nos remerciements vont aussi à MM. Baudet, Mossé et Huet (I. N. R. A., Laboratoire des Protéines et des Acides aminés, Station de Physiologie végétale, 78 - Versailles) qui ont assuré l'analyse chromatographique des acides aminés d'une série de nos échantillons de grains, nous permettant ainsi d'éprouver la validité de l'approche utilisée dans ce mémoire.

SUMMARY

COMPARED EFFECTS OF IRRIGATION AND NITROGENOUS MANURING ON THE QUALITATIVE AND QUANTITATIVE YIELDS OF DIFFERENT VARIETIES OF MAIZE.

III. — PROTEIN QUALITY AND NUTRITIONAL VALUE OF THE CROPS

Having studied the compared yields of an *Opaque 2* mutant maize and normal control maize crops under different conditions of nitrogenous and hydrous nutrition from the quantitative point of view (Decau, 1970 ; Decau and Pujol, 1972) the authors, here, consider the qualitative effects of the treatments (protein nutritional qualities of the grains) and their results with regard to the nutritional value of the crops.

The study of ANP, albumin and globulin, zein and glutelin contents of the main protein groups of the grain and the study of their proportions in the nitrogenous matter of the grain reveal important differences in nitrogen distribution according to genotype as well as very considerable variations in the reaction of both types of maize to nitrogenous manuring. In the mutant, rich in ANP, albumins, globulins and cytoplasmic proteins, the proteinic enrichment of the grain brought about by nitrogenous manuring is due at one and the same time to the increased synthesis of each protein group (cytoplasmic proteins and reserve proteins), whereas in the normal maize crops studied, poor in ANP, albumins and globulins, protein enrichment results solely from an increased production of reserve proteins, zein and glutelins.

Associated with these differences and with the variations in the protein composition are variations in the grain's amino acid composition, notably lysine, contents of which, in normal

maize crops, are between 2.55 and 3.55 p. 100 according to manuring, whereas in the *Opaque 2* mutant, under the same conditions, they vary from 3.8 to 4.5 p. 100 grain's protein.

Lysine being the primary limiting factor of the biological value of maize, the consequences of these margins in the lysine rates on the nutritional value of the grains and their possible economic effects were also studied.

ZUSAMMENFASSUNG

VERGLEICH DER AUSWIRKUNG DER BEWÄSSERUNG UND DER STICKSTOFFDÜNGUNG AUF DIE PRODUKTIONSQUALIÄT UND-QUANTITÄT VON MAIS VERSCHIEDENER ABARTEN

III. — PROTEINQUALITÄT UND ERNTEWERT

Nach einer vergleichenden Untersuchung der quantitativen Aspekte des Wachstums einer Maisabart matt 2 und normaler Buzugsmaissorten, die verschiedenen Stickstoff und Wassernährungen unterworfen werden (DECAU, 1970 ; DECAU et PUJOL, 1972), untersuchen die Autoren in der vorliegenden Notiz die qualitativen Auswirkungen der Behandlung (Protein-qualität der Körner) und ihre Auswirkung auf den Nährwert der Ernten.

Die Untersuchung des Gehalts an ANP, Albuminen und Globulinen, Zeinen und Glutelinen der Hauptproteingruppen des Korns und ihrem Anteil an den Stickstoffmaterialien des Korns wies auf bedeutende Unterschiede in der Stickstoff-verteilung je nach dem Genotyp hin, sowie auf verschiedene Reaktionen der beiden Maistypen auf Stickstoffdüngung. Bei der Abart, die reich an ANP, Albuminen, Globulinen und cytoplasmischen Proteinen ist, geht die Proteinanreicherung durch Stickstoffdünger zugleich dank einer zunehmenden Synthese der beiden Protein-gruppen (cytoplasmische und Reserveproteine) vor sich, während bei den untersuchten normalen Maissorten die Proteinanreicherung nur auf eine zunehmende Produktion von Reserveproteinen, Zeinen und Glutelinen zurückzuführen ist.

Zu diesen Unterschieden und Verschiedenheiten in der Proteinzusammenzetzung treten Verschiedenheiten in der Zusammensetzung der Aminosäuren, besonders des Lysins, hinzu, dessen Gehalt bei normalen Mais je nach dem Dünger zwischen 2,55 und 3,5 p. 100 liegt, während der unter gleichen Bedingungen bei der matten Abart 2 zwischen 3,8 und 5,4 p. 100 liegt.

Da das Lysin der Hauptfaktor, der den biologischen Wert des Mais beschränkt, ist, wurden auch die Folgen dieses unterschiedlichen Lysingehalts auf den Nährwert der Körner untersucht, sowie auf die eventuellen wirtschaftlichen Auswirkungen.

РЕЗЮМЕ

Сравнительное изучение эффектов орошения и удобрения азотом на количестенную и качественную продукцию различных сортов кукурузы. — III. Качество белка и ценность урожая.

Ж. ДЕКО, Б. ПЮЖОЛЬ.

После сравнительного изучения количественных аспектов продукции мутанта кукурузы Опак 2 и указанных нормальных сортов в различных условиях азотного и водного питания (Деко 1970; Деко и Пюжоль 1972), в данном труде рассматривается действие тех-же условий на питательную ценность собранного урожая.

Изучение содержания небелкового азота, альбуминов, глобулинов, зеина, глутелинов в главных белковых фракциях зерна, а также пропорции этих веществ в сумме азотных соединений зерна, указывает на существование существенных различий распределения азота в зависимости от генотипа, и совершенно разных реакций этих двух типов куку-

рузы на подкормки азотом. У мутанта богатого небелковым азотом, альбуминами, глобулинами и цитоплазматическими белками, обогащение зерна белком при внесениий азотного удобрения, вызывается одновременным усилением синтеза каждой белковой фракции (белки цитоплазмы и запасные белки), в то время как у изучавшейся нормальной кукурузы, содержащей меньшие количества небелкового азота, альбуминов и глобулинов это обогащение происходит за счет усиленной продукции запасных белков, зеина и глутелинов.

Содержание аминокислот в зерне (особенно лизина) соответствует этому различию и вариациям белкового состава; оно колеблется от 2,55 до 3,5 % у нормальной кукурузы, и от 3,8 до 5,4 % у мутанта Опак 2 в тех-же условиях.

А, так как, лизин является главным фактором ограничивающим биологическую ценность кукурузы, было проведено также изучение последствий различий содержания лизина в отношении питательной ценности зерна и их возможных экономических отражений.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BAUDET J., MOSSÉ J., LANDRY J., MOUREAUX Th., 1966. Étude sur les protéines du maïs. I. Composition en acides aminés des fractions azotées du grain. *Ann. Physiol. vég.*, **8**, 4, 321-329.

BEESON W. M., PICKETT R. A., MERTZ E. T., CROMWELL G. L., NELSON O. E., 1966. Nutritional value of high-lysine corn. *Feedstuffs*, **38**, 10, 7 et 86.

CALLET C., GUILBOT A., MOAL J., 1971. Caractéristiques et valeur alimentaire du maïs-grain à l'état sec. *Bull. Techn. Inform.*, **264-265**, 1033-1045.

DECAU J., 1970. Effets comparés de l'irrigation et de la fumure azotée sur les productions qualitative et quantitative de maïs de variétés différentes. I. Rendements en grain. *Ann. agron.*, **21**, 4, 335-349.

DECAU J., POLLACSEK M., 1970. Influence de la fumure azotée et de l'irrigation sur le rendement et la production de protéines de maïs-grain portant ou non le gène opaque 2. *Improving plant protein by nuclear technique Symp.*, 357-366, I. A. E. A., Vienne.

DECAU J., PUJOL B., 1973. Effets comparés de l'irrigation et de la fumure azotée sur les productions qualitative et quantitative de maïs de variétés différentes. II. Production de protéines. *Ann. agron.*, **24**, 3, 359-373.

DENIC M., 1970. Role of the microsomal fractions in the regulation of protein synthesis in maize endosperm. *Symp. Improving plant protein by nuclear techniques Proc.*, 43-51, I. A. E. A. Vienne.

DENIC M., DZAMIC M., DUMANOVIC J., 1971. On the role of proteinoplasts in genetic regulation of amino acid composition of maize endosperm proteins. *Agrochimica*, XV, 6, 564-568.

HENRY Y., RÉRAT A., TOMASSONE R., 1971. Étude du besoin en lysine du porc en croissance-finition. Application de l'analyse multidimentionnelle. *Ann. Zootech.*, **20**, 4, 521-550.

JOLIVET E., NICOL M., BAUDET J., MOSSÉ J., 1970. Différences dans l'incorporation du $^{14}CO_2$ à la lumière chez de jeunes maïs normal et opaque 2. *Symp. Improving plant protein by nuclear techniques Proc.*, 391-401, I. A. E. A. Vienne.

HENRY Y., BOURDON D., 1971. Utilisation de régimes à base de blé pour le porc en croissance-finition selon la nature et la concentration de la source cellulosique. *Journées de la Recherche porcine en France.* Éd. Institut technique du Porc. Série 10-1.

MERTZ E. T., BATES L. S., NELSON O. E., 1964. Mutant gene that changes protein composition and increases lysine content of maize endosperm. *Science*, **145**, 279-280.

MOSSÉ J., BAUDET J., LANDRY J., MOUREAUX Th., 1966. Étude sur les protéines du maïs. II. Comparaison entre les compositions en acides aminés et les proportions mutuelles des fractions protéiques de grains normaux et mutants. *Ann. Physiol. vég.*, **8**, 4, 331-344.

NELSON O. E. Jr, 1970. *Improvement of plant protein by nuclear techniques Proc.*, 43-51, I. A. E. A. Vienne.

OSBORNE T. B., 1924. *The vegetable proteins*, 2nd ed., Longmans, Green and Co, London.

SIHOMBING D. T. H., CROMWELL G. L., HAYS V. W., 1969. Nutritive value and digestibility of opaque 2 and normal corn for growing pigs. *J. Anim. Sci.*, **29**, 921-926.

Ann. agron., 1974, **25** (1), 113-117.

NOTE ANALYTIQUE

UTILISATION DES FILTRES MILLIPORES EN CHIMIE DU SOL : APPLICATION A LA CARACTÉRISATION DES CINÉTIQUES DE DILUTION ISOTOPIQUE DES IONS DANS LE SOL

J.-C. FARDEAU et G. GUIRAUD
avec la collaboration technique de Jocelyne JAPPÉ

Département de Biologie, Service de Radio-Agronomie,
C. E. N., Cadarache, C. E. A.,
B. P. 1, 13115 Saint-Paul lez Durance

RÉSUMÉ

L'obtention des cinétiques de dilution isotopique des ions dans les systèmes sol-solution de sol requiert la mesure exacte de la radioactivité spécifique des ions dans ces solutions. On décrit ici une méthode fondée sur l'emploi des filtres à pores de 0,2 microns qui permet d'une part, d'obtenir des résultats expérimentaux dès trente secondes ou une minute de contact entre l'isotope et la suspension, et d'autre part, de supprimer la majeure partie des centrifugations très rapides nécessaires à ces mesures (force centrifuge égale ou supérieure à 175 000 g). On en donne ensuite l'application à 9 éléments nutritifs d'intérêt agronomique.

INTRODUCTION

La mobilité des ions, et plus particulièrement celle des ions phosphate, retenus par la phase solide du sol est étudiée essentiellement par dilution isotopique (BARBIER, 1972 ; LARSEN, 1967 ; JOSE *et al.*, 1972 ; PROBERT, 1972). Un certain nombre de difficultés techniques limite encore les possibilités d'investigation de la méthode : la première est liée aux durée minimales d'expériences, la seconde à une séparation correcte entre solution et suspension. En effet, le passage quasi obligatoire par une centrifugation ne permet pas de réaliser avec certitude une mesure avant 15 minutes ; or on sait que dans les sols à haut pouvoir fixateur tels que les andosols (GACHON, 1972) ou les sols ferralitiques, la chute de la radioactivité dans la solution peut atteindre, dans les quinze premières minutes de l'échange, un facteur 100. C'est la raison pour laquelle tenter de saisir la cinétique de ce phénomène entre 0 et 15 minutes

présente un intérêt certain. L'autre problème est celui d'une séparation complète entre la solution et les particules de sol ; car toute contamination de cette solution par des particules de rapport isotopique différent de celui de la solution conduit à des résultats erronés (FARDEAU, 1972). Deux types de particules gênantes se rencontrent dans ces solutions : des argiles et des fragments de matière organique. Dans les méthodes classiques, l'élimination des argiles est obtenue par rétention sur du charbon de bois (BARBIER, 1961), floculation ou centrifugation. Dans ce dernier cas, nos essais ont montré qu'il était nécessaire d'atteindre des forces centrifuges au moins égales à 175 000 g. C'est pourquoi cette technique, quoique parfaitement utilisable, reste délicate d'emploi, et surtout, ne permet pas d'analyses en grandes séries ; de plus, il arrive que dans les sols riches en matière organique (teneur de 20 p. 100), des fragments restent à la partie supérieure du surnageant, Il est donc apparu nécessaire de mettre au point un protocole qui soit à la fois plus fidèle et plus rapide pour caractériser les cinétiques de dilution isotopique dans les systèmes sol-solution. Nous avons choisi la filtration des suspensions sous pression sur des filtres millipores de 0,2 micron.

MODE OPÉRATOIRE

A. — *Matériel*

— Supports de filtres « Swinnex 25 » de Millipore ou Sartorius de 25 mm de diamètre. Ce dernier modèle parfois moins étanche présente cependant l'avantage d'avoir un volume mort plus faible que le premier ;

— Filtres en nitrate de cellulose à pores de 0,2 microns ;

— Un agitateur magnétique et son barreau ;

— L'isotope de l'élément étudié et un moyen approprié de détection ;

— Des seringues plastique de 5 ml (Becton-Dikson).

B. — *Technique expérimentale*

Mettre 10 g de sol et 100 ml d'eau dans un flacon plastique de 125 ml. Agiter une nuit. Puis placer le flacon sur l'agitateur magnétique et y joindre le barreau qui doit tourner le plus vite possible. Ajouter 1 ml de solution radioactive avec comme entraîneur celui de la solution du sol (FARDEAU, 1968). Après 55 secondes d'agitation, prélever 2 à 3 ml de suspension à la seringue sans aiguille. Placer la seringue immédiatement sur le filtre et presser au maximum sur le piston pour la vider ; en 5 secondes, il s'est écoulé par le filtre de 0,5 ml à 1,5 ml de solution selon les sols, quantité nécessaire et généralement suffisante pour procéder à la mesure de la radioactivité. La solution est récupérée dans un récipient plastique, par exemple un bouchon de fiole de comptage pour scintillation liquide (volume 3 ml environ). Cette opération est effectuée aussi souvent que souhaité ; il est fréquent d'utiliser les temps suivants : 1 mn, 2 mn, 4 mn, 7 mn, 10 mn. Par la suite, les prélèvements sont espacés. A la fin de l'expérience qui peut avoir lieu, selon les isotopes, entre 24 et 72 heures, une fraction de la suspension restante est centrifugée à 200 000 g pendant 30 mn et le surnageant passé sur millipore de 0,2 micron. C'est sur ce dernier extrait qu'est dosé l'élément stable qui permet de connaître la quantité de substance isotopiquement diluable dans le système. Les isotopes radioactifs sont comptés en scintillation liquide et l'azote 15 par spectrométrie de masse (GUIRAUD, 1973).

RÉSULTATS

De dix à douze sols, d'origine pédologique très diverses, ont été utilisés dans le cas de chaque isotope. Les ions suivants ont été testés : PO_4 par $^{32}PO_4$, Fe par ^{55}Fe, SO_4 par $^{35}SO_4$, K par ^{42}K, Na par ^{22}Na, Mn par ^{54}Mn, Zn par ^{65}Zn, Ca par ^{45}Ca et enfin NO_3 et NH_4 par ^{15}N. Le graphique ci-

dessous (fig. 1) donne l'évolution de la radioactivité dans la solution en fonction du temps. Il s'agit d'une représentation graphique Log-Log, et A^o désigne la radioactivité initiale introduite ou la quantité de ^{15}N.

Sans insister ici, on signale cependant que les sulfates et le sodium ne sont pas du tout retenus, ce qui pourrait permettre de les utiliser comme traceurs de l'eau ; il en est de même des nitrates, fait connu de longue date. Dans le cas du potassium, la baisse de la radioactivité a lieu avant la

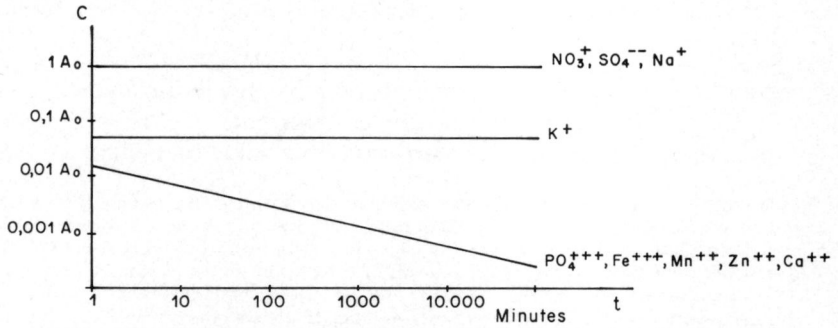


FIG. 1. — *Évolution de la radioactivité spécifique de divers ions dans la solution en fonction du temps*

première minute de contact, ce qui confirme les résultats de TENDILLE (1956). Quant aux autres isotopes employés (PO_4, Ca, Fe, Mn, Zn), ils suivent tous une loi du même type pour des durées d'expériences comprises entre 30 secondes et 48 ou 72 heures (15 jours dans le cas des phosphates) :

$$\text{Log } c = a \text{ Log } t + B$$

dans laquelle c désigne la radioactivité spécifique (rapport de la radioactivité d'un certain volume à la quantité d'élément stable dans ce même volume) dans la solution et t le temps. Cette formule peut prendre la forme suivante :

$$c = k \cdot t^a$$

Les conséquences de ce résultat seront examinées plus à fond, principalement dans le cas des phosphates, dans un prochain article.

CONCLUSION

L'emploi de filtres millipores à pores de 0,2 micron permet la séparation entre la solution de sol et les particules en suspension. Il est tout particulièrement indiqué dans l'étude des cinétiques de dilution isotopique des ions dans les systèmes sol-solution et permet des mesures dès la première minute de contact entre le traceur et le sol. Appliqué à huit éléments nutritifs d'intérêt agrono mique, il a permis de donner une formulation mathématique à ces cinétiques.

Reçu pour publication en novembre 1973

SUMMARY

USE OF MILLIPORE FILTERS IN SOIL CHEMISTRY :
APPLICATION TO THE CHARACTERIZATION
OF ISOTOPIC DILUTION KINETICS OF IONS IN THE SOIL

The knowledge of isotopic dilution kinetics of ions in soil-solution systems requires the exact measure of specific activity of these ions in the solutions. Here we describe a method based on the use of millipore filters with pores of 0,2 micron diameter. With this technique we obtain exp-

rimental results within thirthy seconds or one minute after the begining of the contact between tracer and soil. Once only a centrifugation is necessary, at the end of the experiment. The application is given in this paper for nine nutritive elements of agronomical interest.

ZUSAMMENFASSUNG

DIE VERWENDUNG VON FEINPORIGEN FILTERN IN DER BODENCHEMIE : ANWENDUNG AUF DIE BESTIMMUNG DER ISOTOPISCHEN DILUTIONS-KINETIK DER IONE IM BODEN

Die Bestimmung der isotopischen Dilutionskinetik der Ionen in Systemen Boden-Bodenlösung setzt genaue Messungen der spezifischen Radioaktivität der Ionen in diesen Lösungen voraus. Hier wirk eine auf Verwendung von feinporigen (0,2 Mikron) Filtern gegründete Methode, beschrieben, mit der man nach 30 sec. oder einer Minute Kontakt zwischen dem Isotop und der suspension Resultate erhält und die den Grossteil der bei diesen Messungen erforderlichen raschen Zentrifugierungen überflüssig macht (Zentrifugalkraft gleich oder grösser als 175 000 g). Es folgt die Anwendung auf 9 in der Agronomie wichtigen Nährelementen.

РЕЗЮМЕ

Аналитическая заметка. — Применение фильтров « миллипор » в химии почв : при охарактеризовании кинетики изотопического разбавления ионов в почве.

Ж. К. ФАРДО, Г. ГИРО.

Получение кинетик изотопического разбавления ионов в системах почва-раствор требует точного измерения удельной радиоактивности ионов в этих растворах.

В данной работе описывается метод основанный на применении фильтров с порами в 0,2 микрона, позволяющим, с одной стороны, получение экспериментальных результатов 30-ти секундного, или минутного контакта между изотопом и взвесью, а с другой, — упразднение большей части центрифугаций необходимых для этих измерений (центробежная сила равная, или превышающая 175 000 g). Затем приводятся примеры применения этого метода в отношении 9-ти питательных элементов сельскохозяйственного значения.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BARBIER G., 1961. Contribution à l'étude de l'acide phosphorique de terres calcaires. *Ann. agron.*, **12**, 4, 425-433.

BARBIER G. *et al.*, 1971. Sur la diffusibilité des ions phosphate du sol. *Ann. agron.*, **22**, 3, 309-342.

FARDEAU J.-C., MARINI P., 1968. Détermination par échange isotopique en retour, du compartiment des ions phosphate les plus mobiles du sol. *C. R. Acad. Sci.*, Paris, **267**, 427-430.

FARDEAU J.-C., GUIRAUD G., 1972. Phosphore assimilable du sol et des engrais déterminé par la méthode de dilution isotopique. *Phosphore et Agriculture*, **60**, 25-30.

GACHON L., 1972. Fractionnement du phosphore labile en relation avec le type de sols. *Ann. agron.*, **23**, 4, 429-444.

GUIRAUD G., PACCHIANI L., 1973. Acquisition et traitement en temps réel de données numériques d'analyses isotopiques d'azote par spectrométrie de masse. *Analusis*, **2**, 4, 282-286.

JOSE A. I. *et al.*, 1972. Isotopic exchange of phosphate in soil : ' E ' value. *Soils and fertilizers*, **35**, 620-627.

LARSEN S., 1967. Isotopic exchange of phosphate in paddy soils. *Plant and soil*, **27**, 401-407.

PROBERT M. E., LARSEN S., 1972. The kinetics of heterogeneous isotopic exchange. *J. Soil Sci.*, **23**, 1, 76-81.

TENDILLE G., GRENIER de RUÈRE U., BARBIER G., 1956. Échanges isotopiques du potassium peu mobile des sols. *C. R. Acad. Sci.*, Paris, **243**, 1, 87-89.

RECOMMANDATIONS AUX AUTEURS

Le manuscrit doit être dactylographié sur papier format 21 × 29,7, avec un double interligne, au recto seulement. Chaque page sera numérotée et des feuilles *séparées* seront utilisées pour les références bibliographiques, les tableaux, les légendes des figures et graphiques, etc.

Au début de chaque mémoire, on indiquera : — *le titre du mémoire:* il ne devra pas comporter d'abréviations ni de formules chimiques (sauf pour les isotopes) ; — *le nom des auteurs*, précédé des initiales du prénom pour les hommes, du prénom complet pour les femmes ; — *le nom des techniciens* ayant collaboré à l'étude relatée, précédé de la mention : avec la collaboration technique de... ; — *le nom de l'établissement*, dans lequel ont été effectuées les recherches et son adresse.

Les mémoires seront rédigés, autant que possible, d'après le plan ci-dessous :
a) *résumé* suffisamment précis (250 mots max.) pour que sa lecture renseigne sur la nature du travail et son importance ; b) *introduction* dans laquelle on indique l'objet des recherches entreprises en relation avec les travaux déjà effectués dans le domaine ; c) *techniques expérimentales et matériel utilisé*, en donnant, sous une forme concise, tous les détails nécessaires pour que le lecteur puisse répéter les expériences ; d) *résultats*, à présenter de la manière la plus brève possible; e) *discussion et conclusion;* f) *titre et résumé* en anglais ou destinés à être traduit en anglais comportant une analyse *complète* de l'article ; g) *remerciements* pour les collaborateurs, les fonds, les dons...; h) *références bibliographiques.*

Les travaux originaux en anglais doivent présenter la même composition que les mémoires rédigés en français, mais ils comportent obligatoirement un résumé français *très complet.* Les figures, graphiques, tableaux et photographies seront sous-titrés en français.

Pour les autres documents (notes, mises au point, revues, rapports, etc.) l'auteur devra suivre un plan logique et le mettre en évidence par une titration appropriée.

Les références bibliographiques doivent être citées dans le texte de la manière suivante : (Dupont et Duval, 1954). Lorsque la référence comporte plus de trois auteurs, seul le premier auteur sera mentionné, suivi de *et al.* A la fin de l'article, les références constituant la bibliographie doivent être citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, et par ordre de dates pour un même auteur.

Pour les articles : le (s) nom (s) de (s) auteur (s) suivi (s) des initiales du (des) prénom (s) ; la date de parution de l'article ; le titre de l'article (dans la langue originale pour l'allemand, l'anglais, l'italien, l'espagnol et en français dans tous les autres cas, avec indication entre parenthèses de la langue d'origine, sauf si l'auteur étranger a sous-titré dans l'une des quatre langues mentionnées) ; le titre du périodique en abrégé, selon la *World List of Scientific Periodicals*, ou le *Bulletin Signalétique du C. N. R. S.* ; le volume ; la première et la dernière page de l'article.

Pour les ouvrages : le nom de l'auteur avec les initiales du prénom ; la date de l'édition ; le titre complet de l'ouvrage dans la langue originale, sans abréviations (pour les langues utilisant des alphabets autres que l'alphabet latin, la traduction du titre sera donnée entre parenthèses, avec mention de la langue d'origine) ; le volume ; la première et la dernière page du paragraphe se rapportant aux résultats discutés, et, si l'on cite l'ouvrage en entier, le nombre de volumes et le nombre total de pages ; le numéro de l'édition s'il y en a plusieurs ; le nom de l'éditeur ; le lieu de l'édition. Si l'ouvrage est collectif, on indiquera en plus le nom de l'auteur du chapitre cité, le nom des rédacteurs principaux, précédé de la mention « in », le titre de l'ouvrage.

La mention de « communications personnelles » ou « données non publiées » etc. doit être faite entre parenthèses. Lorsque l'auteur a relevé une référence dans une revue d'« Abstracts », le mentionner à la fin de la référence, entre parenthèses.

Les tableaux, dessins, graphiques, cartes, photographies, doivent être fournis à part. Les tableaux et figures doivent faire l'objet de deux numérotations distinctes, en chiffres arabes l'une et l'autre.

Les auteurs peuvent disposer leurs tableaux soit dans le sens de la largeur de la revue, soit dans le sens de la longueur. Dans le sens de la largeur, le total des signes et des espaces disponibles est de 100. Dans le sens de la longueur, il est de 155. Les tableaux en longueur, c'est-à-dire ceux pouvant disposer de 155 signes, ne seront admis que s'ils comprennent plus de 8 lignes de chiffres, de manière qu'une page entière de la revue ne soit pas occupée par un tableau très long et très étroit. Les graphiques ne doivent pas faire double emploi avec les tableaux.

Les légendes et les énoncés des graphiques et dessins doivent être dactylographiés sur une même feuille séparée et porter les numéros des figures.

Les graphiques, schémas, cartes, dessins d'appareils seront envoyés soit *à l'état définitif* soit *à l'état de projets*, leur exécution définitive étant confiée au Bureau de Dessin de l'I. N. R. A. Seules deux réductions à l'impression sont admises : *soit* × 0,5, *soit* × 0,25.

Il est rappelé que le format utile des *Annales* est : 19 × 12,5 cm ; ces dimensions ne doivent pas être dépassées.

Photographies : Il est recommandé de fournir des épreuves bien contrastées sur papier blanc, et de préférence en format 9 × 12. Si les photographies doivent être associées pour constituer des planches, on adoptera les normes suivantes : 2 photos 9 × 12, 4 photos 9 × 5,5, 6 photos 5,5 × 5,5. Dans ce cas, chaque photo devra porter un numéro en chiffres arabes visible après clichage.

Les légendes des photographies doivent être dactylographiées sur une même feuille séparée et porter les numéros des figures.

Il est demandé d'indiquer sur le manuscrit, dans la marge, en regard du texte, l'emplacement souhaité des tableaux et figures.

Envoi du manuscrit : M. Hénin, Centre national de Recherches agronomiques, 78000 Versailles, France. On demande deux exemplaires.

Correction des épreuves : les épreuves que les auteurs recevront à corriger sont à retourner, après correction, à cette même adresse.

Agronomie.

annales agronomiques

« la pollution »

numéro spécial

Bimestriel

1974

Vol. 25 . N° 2-3

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE

Reproduction, même partielle, interdite sans autorisation des auteurs
et de l'Institut national de la Recherche agronomique
à l'exception des résumés

INTRODUCTION

Les activités humaines, même les plus modestes, conduisent toujours à la production de déchets.

Pendant longtemps, les hommes ont utilisé des matières premières provenant en grande partie du monde vivant. Le bois pour la construction, la fabrication des voitures et des meubles, les textiles, les colorants ou les savons avaient la même origine et se trouvaient bio-dégradables. Beaucoup de ces déchets étaient d'ailleurs recyclés, comme les chiffons. Une fraction importante de ceux-ci, les résidus alimentaires et les déjections humaines, étaient soigneusement recueillis puisqu'ils constituaient à l'époque une des rares sources d'éléments fertilisants disponibles pour l'agriculture.

En définitive, à part quelques laitiers de hauts-fourneaux ou des terrils de faible importance, il y avait donc peu de déchets au sens strict, les verres, les ferrailles étant largement réutilisés. Par ailleurs, la population vivait en grande partie dispersée en villages ou petites agglomérations, et les déchets se trouvaient par là même dilués, en particulier pour ceux rejetées dans les cours d'eau.

Dans les temps modernes, les concentrations humaines, l'intensification des activités industrielles, l'apparition de nouvelles matières premières et surtout de produits beaucoup plus élaborés et la tendance à l'utilisation d'objets à jeter après usage, ont complètement transformé les problèmes que posèrent les déchets. Les résidus s'accumulent, et même lorsqu'ils sont bio-dégradables, ils sont rejetés en quantité telle que les mécanismes naturels de leur destruction, les fermentations, sont profondément perturbés ; c'est ainsi que les pollutions ont pris, de nos jours, une importance inquiétante.

Les agronomes qui avaient su proposer des solutions pour résoudre les problèmes posés dans le passé et utiliser à des fins économiques des résidus divers et même les eaux d'égoût, se trouvaient préparés pour étudier, dans leur domaine spécifique, les difficultés actuelles. Depuis un certain nombre d'années, soit à la demande de collectivités, soit en raison des études prospectives réalisées par les chercheurs eux-mêmes, ceux-ci ont abordé les problèmes actuels posés par les déchets. Ce numéro des Annales agronomiques présente les principales actions engagées, ainsi que les résultats déjà acquis.

Les premiers articles sont consacrés aux aspects généraux du sujet. Le sol est tout d'abord considéré comme un système épurateur, ce qui permet d'en faire apparaître les possibilités, mais aussi les limites. Une partie de cette fonction est liée au fait qu'il joue un rôle de filtre. Certains auteurs ont donc passé en revue les théories proposées pour expliquer les transferts d'éléments à travers les terres, et montrent comment on pourrait envisager de simuler ces processus en fonction de diverses situations suceptibles d'être rencontrées. On sait que cette méthode conduit à mettre en évidence soit l'existence de solutions répondant aux problèmes posés,

soit l'insuffisance des informations, ce qui permet d'orienter les recherches ultérieures.

Mais pour utiliser les déchets et plus encore pour épurer les eaux usées, il est nécessaire de connaître leur composition, le rythme de leur émission et, bien entendu, prévoir les quantités à recevoir. Le lecteur trouvera, dans ce numéro des *Annales*, une série d'articles consacrés à l'étude des effluents des industries agricoles et alimentaires, ainsi qu'à ceux provenant des grands élevages. Au cours de ces travaux, des méthodologies nouvelles ont été appliquées à ce genre de problème, ce qui conduit par exemple à établir une hiérarchie entre les divers critères. Ces regroupements délimitent des thèmes généraux pouvant faire l'objet d'études dont les conclusions s'appliqueraient à des situations ou à des matériaux très différents.

Les derniers articles concernent des aspects plus particuliers : étude de procédés d'épuration ou de leur efficacité, utilisation d'eaux résiduaires pour l'irrigation ou emploi de l'épandage. Bien qu'abordant des aspects moins globaux de la pollution, ces articles ont l'avantage d'apporter des conclusions plus proches des soucis des ingénieurs ou des décideurs qui devront en définitive mettre en place des procédés d'épuration efficaces.

Soulignons que ces travaux n'ont été possibles que grâce à des relations suivies avec divers services officiels et des établissements privés, en particulier la Direction des Industries Agricoles et Alimentaires du Ministère de l'Agriculture, le C. T. G. R. E. F., diverses Agences de Bassins, le Service régional d'Aménagement des eaux de Picardie, le Groupement technique des Sucreries. Tous ont fait profiter les auteurs de ces travaux de leur compétence, souvent de leur appui technique ou ont mis à la disposition des chercheurs les moyens financiers indispensables.

C'est un acte de justice de signaler leur importante contribution à cet effort et de leur exprimer notre gratitude.

Je tiens également à remercier M. CATROUX, Directeur du Laboratoire de Microbiologie des Sols de Dijon (I.N.R.A.) qui a été l'instigateur de cette publication.

Ces travaux sont inspirés par les principaux problèmes concernant l'utilisation du sol comme système épurateur. Les résultats acquis doivent déjà assurer une meilleure protection de l'environnement. Mais plus encore, en mettant en lumière des faits jusqu'alors mal connus, en dégageant des méthodologies nouvelles, on peut espérer qu'ils inspireront de nouvelles recherches dont les résultats assureront l'établissement d'un équilibre harmonieux entre les activités de l'homme et la protection du milieu où il vit.

S. HÉNIN

GÉNÉRALITÉS

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 123-155.

MISE AU POINT BIBLIOGRAPHIQUE

DESCRIPTION MATHÉMATIQUE DES PHÉNOMÈNES DE TRANSPORT DES SOLUTIONS AQUEUSES DANS LES MILIEUX POREUX

R. CALVET et Ph. GRAFFIN

Station d'Agronomie,
Centre national de Recherches agronomiques, I. N. R. A.,
78000 Versailles

RÉSUMÉ

Ce mémoire présente plusieurs descriptions mathématiques du transport des corps en solution dans l'eau à travers les milieux poreux. Les différents aspects de ce transport sont tout d'abord introduits à l'aide d'exemples pris parmi les résultats expérimentaux publiés. Il est ainsi possible de constater que le déplacement d'un soluté dépend des propriétés physiques et physico-chimiques du milieu poreux (porosité, pouvoir adsorbant par exemple) ainsi que des caractéristiques du flux hydrodynamique.

Toutes les descriptions mathématiques exposées reposent sur un modèle dans lequel il est admis que le flux dû à la dispersion mécanique est proportionnel au gradient de concentration. Il en résulte que le coefficient de dispersion hydrodynamique peut alors s'exprimer à l'aide d'une fonction linéaire du coefficient de diffusion moléculaire et du coefficient de dispersion mécanique. Quand le milieu poreux présente des propriétés d'adsorption vis-à-vis du soluté étudié, la signification du coefficient de dispersion hydrodynamique devient plus complexe. Néanmoins, une description analytique est encore possible si l'adsorption est linéaire et instantanée. Quand ce n'est pas le cas, il faut faire appel à des méthodes de calcul numérique. Ces dernières sont également les seules utilisables pour décrire commodément l'influence de la porosité et de la circulation en milieu non saturé. Quelques aspects relatifs à ces derniers problèmes sont également examinés.

INTRODUCTION

Le déplacement des fluides dans les milieux poreux a de nombreuses implications tant en ce qui concerne les milieux poreux artificiels (résines, massifs de billes de verre, filtres sableux) que les milieux poreux naturels tels que les sols ou plus généralement les formations géologiques. Il est bien connu, par exemple, que la rétention et la circulation de l'eau sont, pour les spécialistes

du sol, des sujets d'étude très importants, non seulement pour les problèmes relatifs à l'alimentation hydrique mais aussi pour déterminer le comportement hydrologique de la couche de surface.

Dans bien des cas cependant, les problèmes à résoudre ne concernent pas seulement le déplacement de l'eau mais aussi celui des corps dissous ou fixés sur le milieu poreux. Mais, autant il est admis que la conductivité hydraulique du milieu poreux, dans les conditions de son utilisation, permet de prévoir la circulation de l'eau, autant cette donnée est insuffisante pour prévoir le mouvement des corps solubles.

Ce type de phénomène a de multiples applications. Dans le cas du sol, c'est tout ce qui se rapporte au déplacement des éléments minéraux et leur localisation par rapport au système racinaire. Cela concerne également l'entraînement vers les nappes phréatiques ou la remontée à la surface du sol des produits solubles : produits de l'altération des minéraux du sol et produits de décomposition de la matière organique, éléments fertilisants et pesticides. Ces mêmes phénomènes ont aussi des applications très importantes dans d'autres domaines. Citons deux exemples : en génie chimique, l'alimentation en continu de certains réacteurs ; en exploitation du pétrole, le déplacement du pétrole brut vers les puits d'extraction sous l'action de fluides miscibles.

La présente étude est limitée aux déplacements des solutions aqueuses miscibles (déplacements miscibles) dans les milieux poreux. Dans ce cas, le fait essentiel est l'établissement au contact des solutions, d'une zone de mélanges dont les caractéristiques varient au cours du temps. Celles-ci dépendent évidemment des conditions de circulation que laisse prévoir la conductivité hydraulique du milieu mais elles dépendent aussi, et très généralement de façon déterminante de la vitesse du flux liquide dans le milieu poreux (phénomènes de dispersion mécanique), de la nature et de la concentration des produits solubles en présence (phénomènes de diffusion moléculaire) ainsi que des interactions entre la phase solide et la phase liquide (phénomènes d'adsorption). Tous ces aspects sont illustrés par les exemples suivants empruntés aux travaux de BIGGAR et NIELSEN (1967).

Un exemple très simple est celui d'une colonne de sable saturée d'une solution contenant un chlorure, percolée par de l'eau en régime saturant. La concentration du percolat est représentée dans la figure 1 (1). Il apparaît une zone de mélange comprise entre les volumes V_1 et V_2. Si elle n'existait pas, la distribution du soluté dans le percolat serait représentée par la droite en tiretés. Ce déplacement sans mélange est fréquemment appelé effet piston. Pour un milieu poreux et un couple de solutions donnés, les modifications par rapport à cet effet dépendent à la fois de la vitesse d'écoulement et du temps de contact entre les solutions. Cet aspect est illustré par la figure 2 : à une faible vitesse de percolation correspond une zone de mélange étendue. Les caractéristiques du déplacement miscible sont aussi en partie déterminées par la structure de la porosité du milieu. Ceci apparait dans la figure 3 où sont comparés les résultats obtenus sur quatre milieux différents : la distorsion augmente par rapport à l'effet piston en passant des billes de verre aux sables, au sol limoneux puis au sol argileux. Ces faits sont encore accentués dans les milieux poreux non saturés (fig. 4). Dans ce cas, le volume de la zone de mélange est élevé et l'observation la plus importante concerne la valeur de C/C_o qui ne devient égale à l'unité que pour des grands volumes percolés. Il importe également de noter que la référence à l'effet piston doit s'effectuer en toute rigueur pour le rapport V/V_o égale au taux de saturation. Il en est ainsi car il ne faut tenir compte que de la quantité de fluide présente dans le milieu poreux. Ces effets sont augmentés quand l'hydratation du milieu s'éloigne de la valeur correspondant à la saturation (fig. 5). Enfin, nous devons souligner l'influence marquée des phénomènes d'adsorption sur les mouvements des corps solubles. Les profils de concentration sont alors considérablement modifiés comme nous pouvons le constater dans la figure 6 (Mg^{++} est adsorbé, Cl^- ne l'est pas). Ces modifications sont encore beaucoup plus nettes dans un milieu non saturé (fig. 7).

(1) La notation suivante est utilisée pour l'ensemble des graphiques présentés dans ce paragraphe :

en abcisse : volume écoulé/volume total de vide dans la colonne $= V/V_o$

en ordonnée : $\dfrac{\text{concentration en soluté du percolat}}{\text{concentration de la solution d'origine}} = C/C_o.$

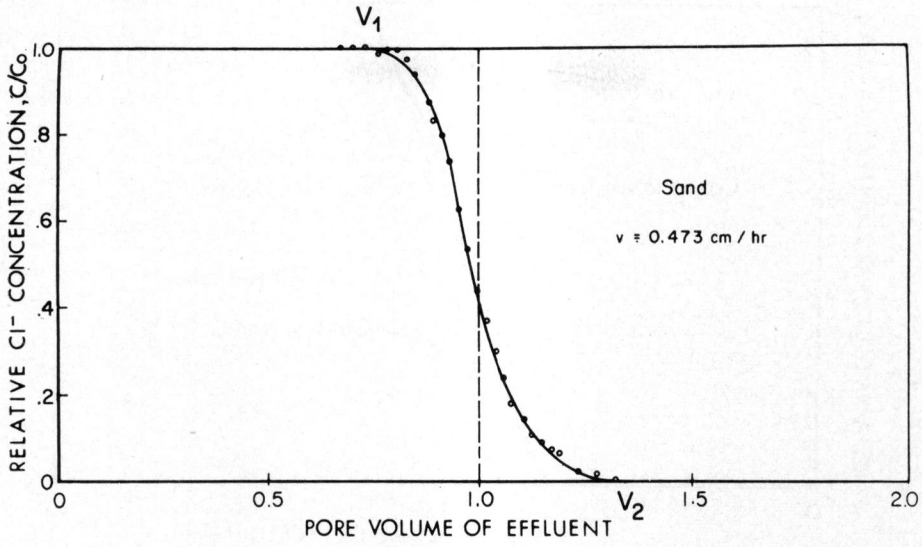


FIG. 1. — *Courbe d'élution d'un chlorure : variation de la concentration en fonction du nombre de volumes de pore* (V/V_o) *dans un sable lessivé avec de l'eau* [1]

C_o représente la concentration initiale de la solution de chlorure contenue dans le sable
(BIGGAR et NIELSEN, 1967)

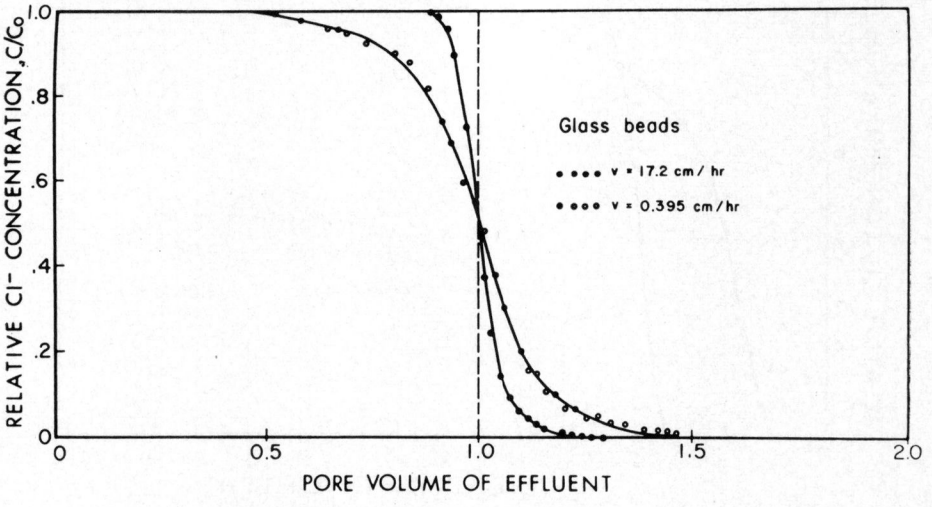


FIG. 2. — *Courbe d'élution d'un chlorure dans une colonne de billes de verre saturée, à deux vitesses d'écoulement* [1]
(BIGGAR et NIELSEN, 1967)

[1] Déplacement d'une solution saline par de l'eau.

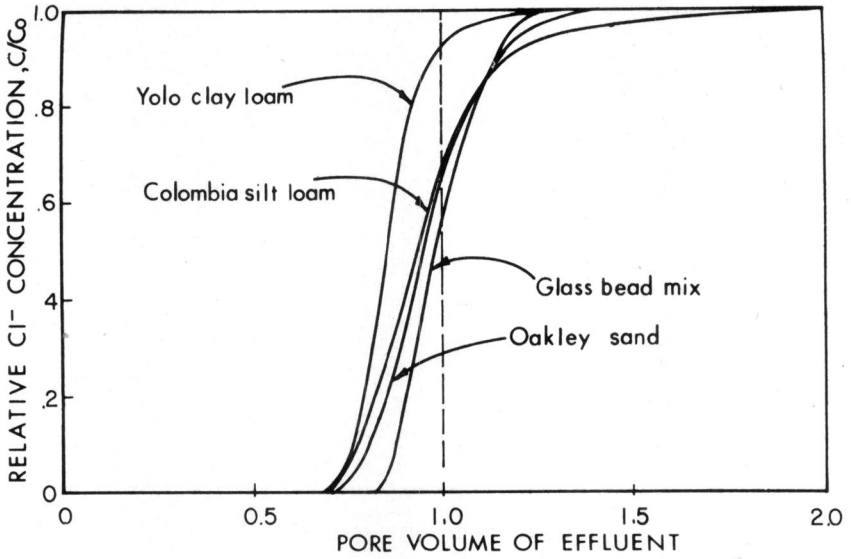


FIG. 3. — *Courbes d'élution d'un chlorure dans quatre milieux poreux saturés pour des vitesses d'écoulement approximativement égales* (1)
(BIGGAR et NIELSEN, 1967)

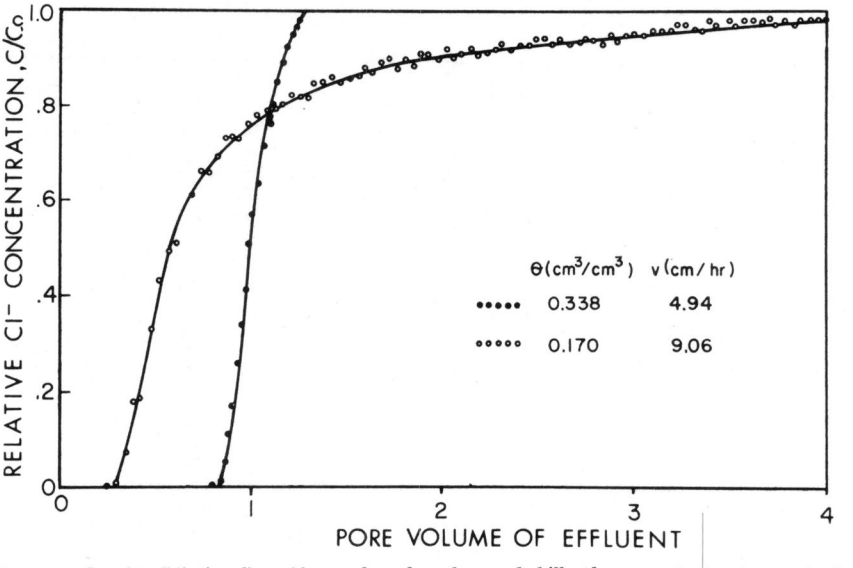


FIG. 4. — *Courbes d'élution d'un chlorure dans des colonnes de billes de verre saturées et non saturées*
La teneur en eau θ est exprimée en cm³ d'eau par cm³ de milieu poreux (1)
(BIGGAR et NIELSEN, 1967)

(1) Déplacement de l'eau par une solution saline.

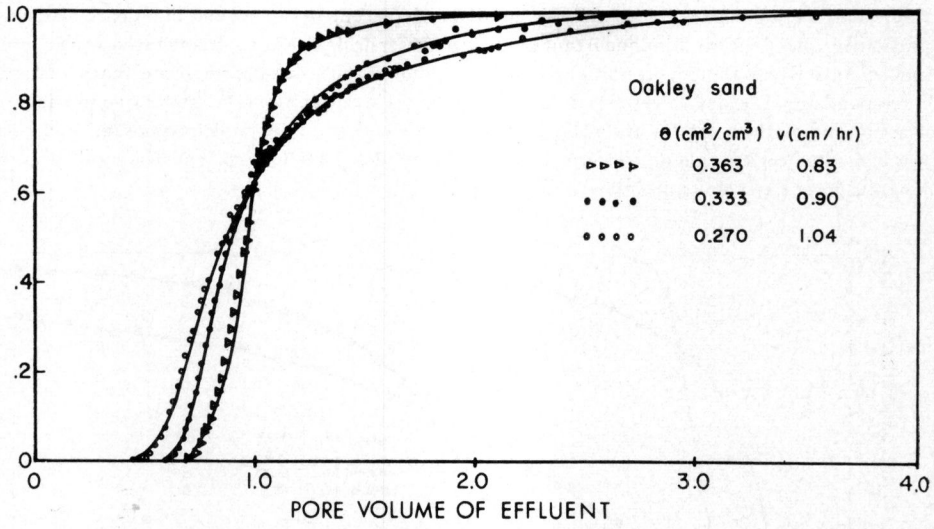


FIG. 5. — *Courbes d'élution d'un chlorure dans un sol sableux à trois teneurs en eau* (θ) *pour des vitesses d'écoulement voisines* (1)
(BIGGAR et NIELSEN, 1967)

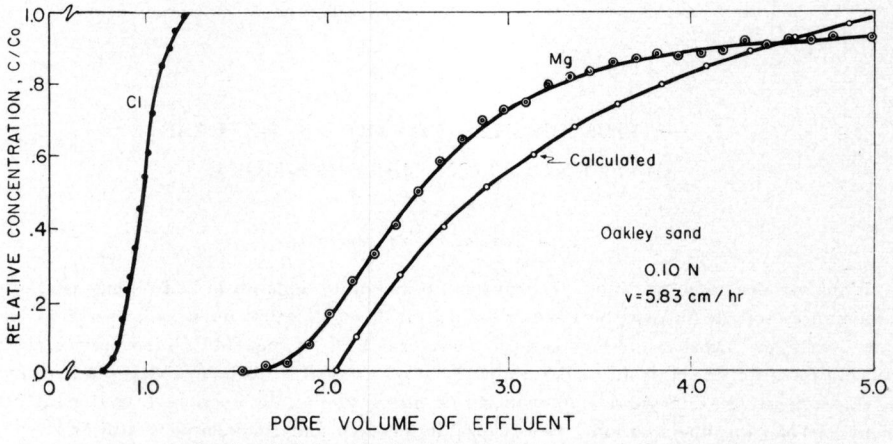


FIG. 6. — *Courbes d'élution de Cl^- et de Mg^{++} dans un sol sableux saturé* (1)
La concentration en sel est 0,1 N
(BIGGAR et NIELSEN, 1967)

(1) Déplacement de l'eau par une solution saline.

Ces exemples montrent que les caractères des mouvements des corps en solution dans l'eau sont déterminés à la fois par les conditions expérimentales (vitesse de percolation, teneur en eau...) et par les propriétés du milieu poreux (porosité, propriétés d'adsorption...). Il faut ajouter à cela le rôle éventuel non négligeable des réactions chimiques, des précipitations ou des solubilisations. Pour analyser et comprendre les mécanismes de ces déplacements et évaluer l'influence de chaque phénomène physique ou chimique il faut pouvoir disposer de descriptions quantitatives ou au moins semi-quantitatives. Dans ces conditions, il importe de connaître le ou les formalismes mathématiques correspondants. L'objet de cet exposé est de dresser un inventaire aussi complet que possible des descriptions mathématiques des phénomènes de transport dans les milieux poreux. Soulignons toutefois, que cette étude ne concerne pas le transport des particules en suspension pas plus que les transports par voie biologique ou mécanique.

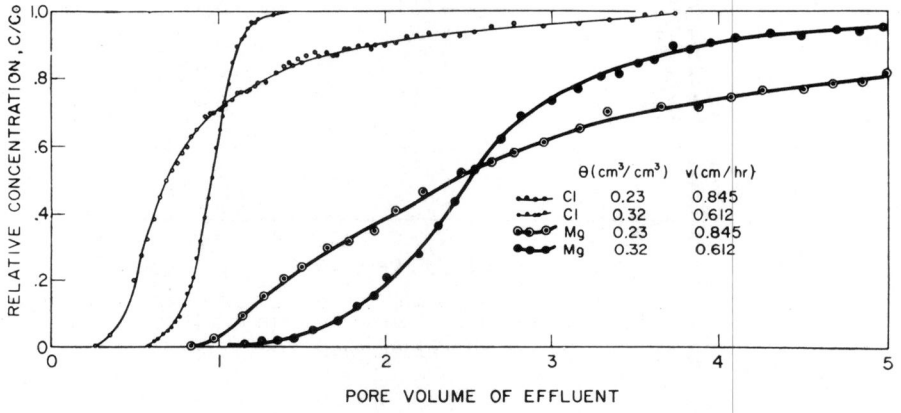


FIG. 7. — *Courbes d'élution de Cl^- et de Mg^{++} dans un sol sableux saturé* ($\theta = 0{,}32$) *et non saturé* ($\theta = 0{,}23$)
(BIGGAR et NIELSEN, 1967)

I. — PHÉNOMÈNES PHYSIQUES DE BASE ET FORMULATION MATHÉMATIQUE

A. — *Considérations générales*

L'analyse des caractéristiques du transport d'un soluté dans un milieu poreux nécessite la connaissance, soit de sa distribution $C(x,t)_{t=C^{te}}$, soit de la variation de sa concentration en un point $C(x,t)_{x=C^{te}}$. Dans ce dernier cas, si x est égal à la longueur du milieu poreux, il s'agit de la concentration de l'effluent. La détermination de $C(x,t)$ peut s'effectuer suivant plusieurs modalités expérimentales. Considérons une colonne de milieu poreux de longueur L contenant initialement de l'eau (ou une solution). Trois types de mesures sont fréquemment utilisés.

1° Déplacement, dans la colonne, d'un petit volume de solution (par rapport à celui de l'eau contenue dans la colonne) sous l'effet d'un apport d'eau. Ces conditions sont appelées « alimentation discontinue ou par impulsion ».

2° Remplacement, par une solution, de l'eau contenue dans la colonne. L'expression d' « alimentation continue » est utilisée pour désigner ces conditions. Les exemples que nous avons donnés dans l'introduction appartiennent à cette catégorie de mesures.

3° Déplacement par l'eau d'un soluté qui préexiste dans le milieu poreux.

L'allure des variations de $C(x,t)$ est donnée par les courbes *a*, *b* et *c* de la figure 8 correspondant respectivement aux trois situations que nous venons de définir. Il faut noter qu'en général, les variations de la concentration ne sont pas représentées en fonction du temps, mais en fonction du volume V d'eau ou de solution percolé ($V = Q \cdot t$, Q étant la vitesse d'alimentation exprimée par exemple en cm^3/s). C'est le cas des courbes *a* et *b*. La courbe *c* correspond au contraire à $C(x,t) = f(x)$.

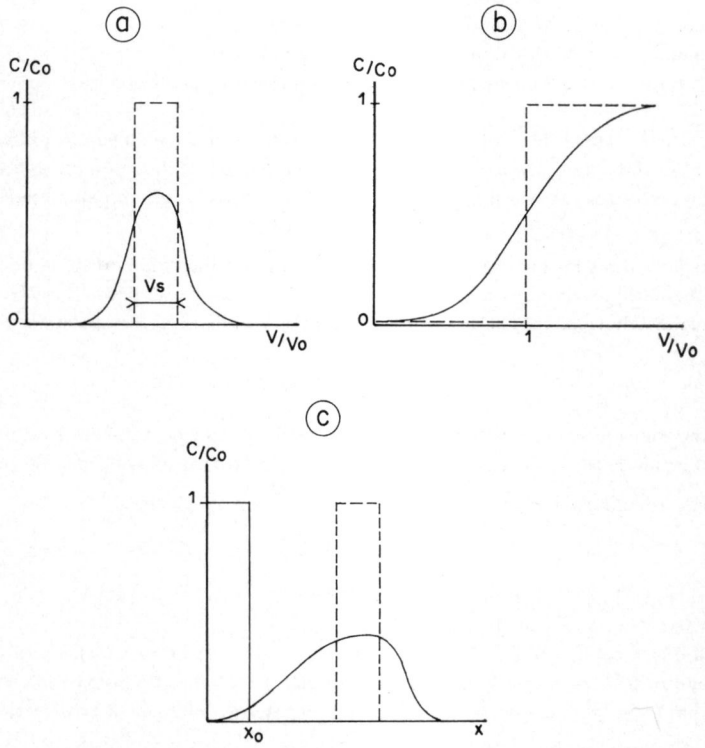


FIG. 8. — *Types de courbes d'élution obtenues pour différentes conditions expérimentales :*

a : alimentation par impulsion : un volume Vs de solution est déplacé par de l'eau ;
b : alimentation continue : l'eau du milieu poreux est déplacée par la solution ;
c : soluté préexistant dans le milieu poreux sur une épaisseur x_o.

C_o : Concentration de la solution ; V_o : volume des pores ;
V : Volume de l'effluent ; x : distance dans la colonne.

Comme nous l'avons noté dans l'introduction, s'il n'y avait pas de mélange entre la solution et l'eau, les variations de $C(x,t)$ seraient représentées par les courbes en traits discontinus. Cet effet de mélange est la dispersion hydrodynamique. C'est la manifestation macroscopique des différents phénomènes physiques et chimiques que nous avons précédemment énumérés. Il importe donc de décrire la dispersion hydrodynamique pour étudier le transport des solutés dans les milieux poreux. Cette description est difficile en raison d'une part, des connaissances insuffisantes concernant les propriétés hydrodynamiques des milieux poreux, et d'autre part, du caractère approché de l'analyse des mouvements de fluides dans les pores. De plus, à ces difficultés d'ordre microscopique (les pores), s'ajoute le problème du passage au niveau macroscopique pour obtenir les expressions analytiques et les valeurs numériques des paramètres relatifs au transport global. Il en résulte que la description de celui-ci ne repose que sur des formulations mathématiques approchées, uniquement valables dans le cadre de certaines hypothèses simplificatrices.

En conséquence, la validité des développements que nous donnons est liée aux conditions suivantes :

— le milieu poreux est isotrope, homogène et isotherme ;

— les propriétés de la phase solide ne sont pas modifiées par la phase liquide et les solutés qu'elle contient (pas de phénomène de gonflement par exemple) ;

— lorsque plusieurs solutions sont en présence, les différences de densité et de viscosité n'ont pas d'effet sur le phénomène de transport ;

— la phase liquide est incompressible ;

— l'écoulement des fluides liquides est laminaire ;

— la force résistant à l'écoulement est due uniquement à la viscosité et obéit à la loi de Poiseuille ;

— il n'y a pas d'effets de bord comme une évaporation ou un écoulement préférentiel (dans ce dernier cas, il suffit que le diamètre de la colonne contenant le milieu poreux soit au moins égal à 30 fois le diamètre moyen des agrégats pour qu'il n'y ait pas d'effets parasites (SCHWARTZ et SMITH, 1953).

Les transports dans les milieux poreux non saturés n'ont pas fait l'objet de nombreuses descriptions mathématiques et nous n'en parlerons qu'à la fin de cet exposé. Dans ces conditions, toutes les considérations suivantes ne s'appliquent qu'aux milieux poreux saturés.

B. — *Expression des flux*

Quand une solution se déplace dans un milieu poreux, le transport de soluté est dû à l'addition de plusieurs flux : flux de convection, flux de diffusion et flux de dispersion mécanique.

a) *Flux de convection.*

$$\vec{J}_C = \vec{\bar{v}} \cdot C$$

où $\bar{v}$: vitesse moyenne dans les pores. $\bar{v} = v/\varepsilon$;

C : concentration moyenne du soluté dans la phase liquide ;

ε est la porosité et v est la vitesse linéaire de la solution, fréquemment appelée vitesse de la lame d'eau équivalente. Elle est numériquement égale au débit d'alimentation exprimé en volume par unité de temps divisé par la surface du milieu poreux perpendiculaire à la direction du flux.

b) *Flux de diffusion.*

$$\vec{J}_{diff} = - D \overrightarrow{\text{grad}}\ C$$

D est le coefficient de diffusion moléculaire dans le milieu poreux. Il dépend du coefficient de diffusion moléculaire dans la phase liquide (D_o), de la tortuosité du milieu et des interactions du soluté avec la phase solide.

c) *Flux de dispersion mécanique.*

La dispersion mécanique est due au fait que la vitesse du fluide a des valeurs variables :

— dans un pore ; dans le cas d'un écoulement laminaire, la valeur de la vitesse est une fonction parabolique de la distance par rapport à l'axe du pore ;

— d'un pore à l'autre, en raison des différences de géométrie et d'orientation.

Plusieurs auteurs ont proposé des descriptions du coefficient de dispersion mécanique D_m en fonction des propriétés du milieu poreux et de la vitesse. Il en résulte évidemment que les expressions analytiques proposées pour D_m dépendent du modèle choisi pour décrire le milieu poreux. Considérant l'écoulement dans un tube capillaire de section circulaire de rayon R, TAYLOR (1953) trouve que

$$D_m = \frac{R^2}{48\ D_o}\ v^2$$

ARIS (1956) a étendu l'analyse de TAYLOR à des capillaires de section quelconque et propose :

$$D_m = D_o + \frac{\delta \overline{R}^2 v^2}{D_o}$$

où $\overline{R}$ est un rayon moyen et δ une constante dépendant de la forme des capillaires. Dans ces deux formules, D_o est le coefficient de diffusion moléculaire en phase liquide. Il traduit, dans ce cas, l'existence d'un phénomène de diffusion radiale perpendiculaire à l'axe du capillaire. Quand cette diffusion est négligée, il apparaît que D_m est proportionnel à v (BEAR et TODD; SCHEIDEGER ; in DE WIEST, 1969). Signalons également d'autres types de relations comme celle proposée par SIMSON (in DE WIEST, 1969) :

$$D_m = \frac{\alpha_1 \overline{R}\,\overline{v}}{2\overline{v} + 96\,\dfrac{\alpha_1 D_o}{\alpha_2 \overline{R}}} \cdot \overline{v}\,; \qquad \alpha_1, \alpha_2 = \text{constantes}$$

L'absence de formulation générale pour D_m est due au manque de connaissances précises quant à la distribution des vitesses dans un pore et à la description du milieu poreux lui-même. L'expression du flux correspondant est donc aussi sujet aux mêmes limitations. BEAR (in DE WIEST 1969) a proposé une description mathématique de ce flux dans le cadre des hypothèses simplificatrices suivantes :

— le volume des jonctions entre les pores est négligeable par rapport au volume de pore ;
— il n'y a pas de corrélation entre la vitesse du fluide en un point et le gradient de concentration du soluté. Ceci est en particulier valable pour des solutions très peu concentrées.

Dans ces conditions, cet auteur obtient une expression approchée du flux de dispersion mécanique qui peut alors s'écrire :

$$\vec{J}_{dm} = - D_m \overrightarrow{\text{grad}}\, C$$

C. — *Équation de base du transport et coefficient de dispersion hydrodynamique*

L'expression du flux total est :

$$\vec{J} = \vec{J}_c + \vec{J}_{\text{diff}} + \vec{J}_{dm} = \vec{v}\, C - (D + D_m)\, \overrightarrow{\text{grad}}\, C$$

L'équation de conservation de la masse est :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \text{div}\, \vec{J} + F_p^s = \text{div}\, [(D + D_m) \overrightarrow{\text{grad}}\, C - v\, C] + F_p^s.$$

où F_p^s est une fonction source ou puits (réaction chimique, précipitation par exemple).

En admettant que D et D_m sont indépendants de la concentration, pour un déplacement monodimensionnel, cette équation s'écrit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{v} \frac{\partial C}{\partial x} + F_p^s \qquad (1)$$

avec D_h = coefficient de dispersion hydrodynamique = $D + D_m$.

Certaines descriptions tiennent compte de deux phénomènes de dispersion, l'un dans une direction parallèle au flux, l'autre, dans une direction perpendiculaire. Le premier est caractérisé par le coefficient de dispersion longitudinal, le second, par le coefficient de dispersion transversal. Une analyse théorique en a été donné par SAFFMAN (1960), et LAWSON et ELRICK (1972) ont récemment proposé une méthode permettant de les déterminer expérimentalement. Dans tout ce qui suit, nous ne parlerons que du coefficient de dispersion longitudinal.

L'expression de D_h n'est donc pas simple, même dans le cas des hypothèses restrictives qui ont permis d'obtenir l'équation (1). En particulier, une relation générale entre D_h, $\bar{v}$ et D_o n'a pas encore été proposée. Il est possible cependant de disposer de précieuses informations comme celles données par PFANNKUCH (1962). Cet auteur a rassemblé un grand nombre de résultats expérimentaux relatifs à des milieux poreux constitués par des grains de dimension supérieure à 300 microns. La représentation graphique de D_h en fonction du rapport $\frac{\bar{v}dp}{D_o}$ (nombre de PECLET) où dp est la valeur moyenne de la dimension des grains, permet de faire apparaître plusieurs domaines (fig. 9) :

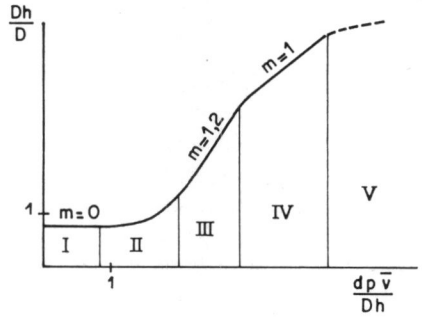


FIG. 9. — *Différents types de mélange d'après* PFANNKUCH (1963)

I : la diffusion moléculaire prédomine L'effet du milieu poreux n'est représenté que par le coefficient de tortuosité.

II : les effets de la diffusion moléculaire et de la dispersion hydrodynamique sont du même ordre de grandeur. (certains auteurs parlent de diffusion assistée).

III : le mélange est dû à la dispersion mécanique combinée à la diffusion moléculaire transversale.

IV : la dispersion mécanique est dominante mais l'écoulement reste laminaire.

V : à la dispersion mécanique viennent s'ajouter les effets d'inertie et de turbulence.

Une expression plus générale de l'équation (1) est obtenue en explicitant les phénomènes d'adsorption. Nous avons :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\rho}{\varepsilon}\frac{\partial q}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{v}\frac{\partial C}{\partial x} \qquad (2)$$

ou q : quantité adsorbée par unité de poids du milieu poreux,

ρ : densité apparente du milieu poreux,

ε : porosité du milieu poreux,

q et C sont des variables dépendantes reliées par l'équation d'adsorption.

Pour des conditions initiales et aux limites données, les équations (1) et (2) peuvent être résolues analytiquement ou numériquement. Les solutions $C(x, t)$ permettent alors de décrire le transport de soluté dans le milieu poreux étudié. Nous aurons l'occasion de constater que l'introduction d'un phénomène d'adsorption augmente considérablement la difficulté de la résolution de l'équation (2). C'est pourquoi nous traiterons séparément les cas où il n'y a pas d'adsorption. Vis-à-vis du transport lui-même, deux situations peuvent être envisagées :

— la phase liquide n'est pas en mouvement ($v = 0$). Le transport de masse est dû uniquement à la diffusion moléculaire.

— la phase liquide est en mouvement. Il faut alors tenir compte du phénomène de dispersion hydrodynamique. La signification du coefficient de dispersion hydrodynamique dépend de la vitesse du fluide. Soulignons qu'il est toujours une fonction de D_m et D dont les formes analytiques connues, dépendent d'un certain nombre d'hypothèses simplificatrices.

II. — TRANSPORT SANS PHÉNOMÈNE D'ADSORPTION

A. — *Transport par diffusion*

Il existe un très grand nombre de publications concernant ce phénomène de transport. Nous avons eu en particulier, l'occasion de faire une revue bibliographique des phénomènes de diffusion (CALVET, 1967). De nombreuses solutions de l'équation de diffusion ont été données pour diverses conditions initiales et aux limites (CRANK, 1964 ; ADDA et PHILIBERT, 1966). Nous n'en parlerons donc pas.

Les mesures de diffusion effectuées sur des milieux poreux donnent un coefficient de diffusion D. La relation entre D et D_o, le coefficient de diffusion moléculaire en solution, est plus ou moins simple selon que le milieu contient ou ne contient pas d'agrégats dans lesquels une diffusion peut exister.

Quand il n'y a pas d'agrégat :

$$D = \eta f D_o$$

où η est la tortuosité et f un coefficient dépendant des interactions entre le soluté, les phases liquides et solides.

L'explication de η n'est pas très facile et dépend du modèle qui est choisi pour représenter la porosité. Une expression très simple a été proposée par PORTER *et al.* (1960).

Dans un milieu poreux uniquement constitué par des billes de verre ou par des particules de sable, le coefficient D s'écrit simplement :

$$D = \eta D_o$$

Quand le milieu contient des agrégats, la formulation de D devient plus complexe et il n'est pas toujours possible d'en avoir une expression analytique. D'une façon générale :

$$D = f(C, D_o, D_A, \varepsilon, \eta, f)$$

où D_A est le coefficient de diffusion dans les agrégats.

B. — *Transport par convection et diffusion*

En l'absence de phénomènes d'adsorption, seules les variations de concentration dans la solution sont à prendre en considération.

1. *Il n'existe pas de fonction source ou puits* : $F_p^s = 0$.

L'équation (1) se réduit à

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{v} \frac{\partial C}{\partial x^2} \qquad (3)$$

Cette équation a été résolue pour différentes conditions aux limites et initiales. Selon les modalités expérimentales adoptées, trois types de situation peuvent être décrits, chacun ayant ses solutions particulières.

a) *Expérience avec une alimentation continue.*

Dans la manipulation de l'équation (3) et de ses solutions, il faut attacher une très grande importance aux conditions aux limites. C'est ainsi que le procédé expérimental de mesure tout comme la formulation mathématique à utiliser doivent tenir compte du caractère fini ou infini

du milieu. Cette remarque est évidemment valable pour n'importe qu'elle équation décrivant un phénomène de transport. Nous l'avons fait ici car, dans ce paragraphe, ces deux conditions seront examinées en détail pour la même équation.

α) *Milieu infini.*

Les conditions aux limites les plus générales s'écrivent :

$$\begin{aligned} C &= C_o(t), \quad x = 0, \quad t > 0 \\ C &= C_m, \quad x \to \infty, \quad t > 0 \end{aligned} \tag{4}$$

Elles signifient que la fonction d'alimentation continue est variable dans le temps et que la concentration a une valeur finie C_m quand x tend vers l'infini.

Les conditions initiales sont :

$$C = C_i(x), \quad x > 0, \quad t = 0 \tag{4'}$$

Avant l'expérience, la colonne de milieu poreux contient une solution de concentration variable avec la distance x.

La solution générale de l'équation (3) soumise aux conditions (4) et (4') a été donnée par LAPIDUS et AMUNDSON (1952) :

$$C(x,t) = [f_1(x,t) + f_2(x,t)] \exp\left(\frac{2\bar{v}x - \bar{v}^2 t}{4 D_h}\right) \tag{5}$$

avec :

$$f_1(x,t) = \frac{1}{2}(\pi D_h t)^{-1/2} \int_0^\infty C_i(s) \left[\exp\left(-\frac{\bar{v}s}{2D_h}\right) \exp\left(-\frac{(s-x)^2}{4 D_h t}\right) - \exp\left(-\frac{(s+x)^2}{4 D_h t}\right)\right] ds$$

$$f_2(x,t) = \frac{x}{2}(\pi D_h)^{-1/2} \int_0^t C_o(s) \exp\left(\frac{\bar{v}^2 s}{4 D_h} - \frac{x^2}{4 D_h (t-s)}\right) \cdot (t-s)^{-3/2}\, ds$$

Un cas simple, fréquemment rencontré est celui correspondant aux conditions aux limites et initiales suivantes :

$$\begin{aligned} C &= C_o = \text{constante}, \quad x = 0, \quad t > 0 \\ C &= C_i \qquad\qquad , \quad x \to \infty, \quad t > 0 \\ C &= C_i = \text{constante}, \quad x > 0, \quad t = 0 \end{aligned} \tag{6}$$

La solution se déduit de (5) :

$$C(x,t) = C_i + \frac{1}{2}(C_o - C_i)\left[1 + \operatorname{erf}\frac{\bar{v}t - x}{2\sqrt{D_h t}} + \exp\left(\frac{\bar{v}x}{D_h}\right) \operatorname{erfc}\frac{\bar{v}t - x}{2\sqrt{D_h t}}\right] \tag{7}$$

Dans cette formule apparaît la fonction d'erreur dont la définition est :

$$\operatorname{erf}(z) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^z \exp(-y^2)\, dy \qquad \text{et} \qquad \operatorname{erfc}(z) = 1 - \operatorname{erf} z$$

Une autre situation est représentée par le cas où les fonctions d'alimentation et de distribution initiale sont des fonctions linéaires du temps :

$$\begin{aligned} C &= C_o + bt, \quad x = 0, \quad t > 0 \\ C &= C_i + at, \quad x > 0, \quad t = 0 \end{aligned}$$

La solution correspondante est donnée par REINIGER (1970).

Jusqu'à maintenant, la condition pour $x = 0$ concernait la concentration du soluté. Elle peut également se rapporter au flux et au lieu d'écrire $C = C_o$, il faut exprimer que le flux est constant pour $x = 0$.

$$J_{x=0} = \bar{v}C_o = -D_h \frac{\partial C}{\partial x} + \bar{v}C \tag{8}$$

Cette relation traduit le fait qu'il n'y a pas de passage de soluté à travers le plan $x = 0$. L'expression de $C(x,t)$ est donnée par LINDSTROM *et al.* (1967)

$$C(x,t) = \frac{C_o}{2}\,[L(x,t) + M(x,t) + N(x,t)] \qquad (9)$$

avec :

$$L(x,t) = \operatorname{erfc} \frac{x - \bar{v}t}{2\sqrt{D_h t}}$$

$$M(x,t) = 2\bar{v}\left(\frac{t}{\pi D_h}\right)^{1/2} \exp\left(-\frac{(x-\bar{v}t)^2}{4 D_h t}\right)$$

$$N(x,t) = -\frac{\bar{v}}{D_h}\left(x + \bar{v}t + \frac{D_h}{\bar{v}}\right) \exp\left(\frac{\bar{v}x}{D_h}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{x+\bar{v}t}{2\sqrt{D_h t}}\right)$$

D'une façon générale, la solution $C(x,t)$ correspondant au milieu infini, représente la concentration du soluté à la distance x au temps t. Nous avons :

— pour un temps donné $t = t'$: $C(x,t') = f(x)$; c'est la distribution du soluté dans la colonne au temps t' ;

— pour une distance donnée $x = L$: $C(L,t) = f(t)$; c'est la variation de concentration du soluté à la distance L dans une colonne infinie. Il ne s'agit pas de la concentration d'un effluent à la sortie d'une colonne de longueur L.

β) *Milieu fini.*

Les conditions aux limites, pour un milieu de longueur finie et pour un flux constant à la surface, sont :

$$\bar{v}C_o = \bar{v}C - D_h \frac{\partial C}{\partial x}, \quad x = 0, \quad t > 0$$

$$\bar{v}C_e = \bar{v}C - D_h \frac{\partial C}{\partial x}, \quad \frac{\partial C}{\partial x} = 0, \quad x = L, \quad t > 0$$

$$C = C_i, \quad 0 \leqslant x \leqslant L, \quad t = 0$$

Compte tenu de ces conditions, les solutions de l'équation (3) ont été données par BRENNER (1962). En posant :

$$x' = \frac{x}{L}; \quad \tau = \frac{\bar{v}t}{L}; \quad P = \frac{\bar{v}L}{4 D_h} \qquad \text{(nombre de Peclet)}$$

elles sont exprimées par :

— le rapport $C = \dfrac{C(x,t) - C_i}{C_o - C_i} = f(x', \tau, P)$ qui permet d'obtenir la concentration $C(x,t)$,

— la concentration de l'effluent à la sortie de la colonne de longueur L : $C_e = g(x', \tau, P)$,

— la concentration moyenne :

$$\bar{C} = \frac{1}{L}\int_0^L C(x,t)\, d_x = h(x', \tau, P)$$

Ces solutions s'écrivent sous la forme de sommations infinies (formules 15, 20 et 21 de BRENNER (1962)). Elles présentent l'inconvénient de converger lentement pour les grandes valeurs de P ou les petites valeurs de τ. Il faut alors utiliser des solutions asymptotiques (formules 26, 27 et 31 de BRENNER (1962)). Quelle que soit la formulation convenable, la manipulation de ces solutions est peu commode. C'est la raison pour laquelle il est utile d'employer les tables de valeurs de C_e et $\bar{C}$ données par BRENNER (1962) pour différentes valeurs de P et τ. La détermination du coeffi-

cient D_h consiste alors à rechercher la valeur de P par un ajustement numérique d'une courbe calculée à la courbe expérimentale $C_e = f(\tau)$. Rose et Passioura (1971) ont récemment proposé une exploitation plus facile de ces résultats. Ces auteurs notent qu'il a été empiriquement observé que le graphique $C_e = f(\log \tau)$ exécuté sur un papier gradué en probabilité et logarithmes donnait une droite de pente α. Ils ont alors établi une relation entre ce paramètre et le nombre de Peclet :

$$\log (4\ P) = 0{,}1139\ (\log \alpha)^3 - 0{,}3504\ (\log \alpha)^2 + 2{,}3623 \log \alpha + 0{,}4732$$

(cette formule n'est valable que pour $4 < P < 160$).

Il s'agit donc là d'un procédé permettant d'obtenir rapidement les valeurs de P, donc de D_h. Quand le graphique ne donne pas une droite, l'expérience ne répond pas aux conditions imposées, telles que :

— les conditions aux limites et initiales,
— pas d'effets de gravité,
— pas d'effets de bord.

Plusieurs cas limites sont intéressant à signaler :

— $P \to 0$ ($\bar{v} \to 0$). La diffusion est dominante. Quand $\bar{v}$ est nulle, il s'agit d'un simple phénomène de diffusion.

— $P \to \infty$ ou $\tau \to \infty$. Ceci se produit en particulier quand la longueur du milieu devient infinie. Dans ces conditions,

$$C \to \left\{ 1 - \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left[\left(\frac{P}{\tau} \right)^{1/2} (x' - \tau) \right] \right\}$$

Remarquons que la formule (7) tend vers la même limite pour les grandes valeurs de P.

— $\tau \to \infty$ (temps long ou L petit). Dès lors :

$$C_e \to F(P) \exp (- G(P)\ \tau)$$

où F(P) et G(P) ne dépendent que de P. Dans ces conditions, un graphique $\log C_e = f(\tau)$ (ou $f(t)$) tend vers une droite pour des temps assez grands. Plus P est petit, plus la droite est approchée rapidement.

b) *Expérience avec une alimentation discontinue.*

Soient les conditions aux limites et initiales suivantes :

$$\begin{array}{llll} C = C_o, & x = 0, & 0 < t \leqslant t_m \\ C = C_{oo}, & x = 0, & t > t_m \\ C \to 0, & x \to \infty, & t > 0 \\ C = 0, & x > 0, & t = 0 \end{array}$$

La solution de l'équation (3) est (Lapidus, Amundson, 1952) :

$$C(x,t) = \frac{C_o}{2} \left[1 + \operatorname{erf} \frac{\bar{v}t - x}{2\sqrt{D_h t}} + \exp \left(\frac{\bar{v}x}{D_h} \right) \operatorname{erfc} \frac{\bar{v}t + x}{2\sqrt{D_h t}} \right]$$

$$+ \frac{C_{oo} - C_o}{2} \left[1 + \operatorname{erf} \frac{\bar{v}(t - t_m) - x}{2\sqrt{D_h\ (t - t_m)}} + \exp \left(\frac{\bar{v}x}{D_h} \right) \operatorname{erfc} \frac{\bar{v}(t - t_m) + x}{2\sqrt{D_h\ (t - t_m)}} \right] \qquad (10)$$

Cette formule permet de décrire le déplacement par une solution de concentration C_{oo} d'un petit volume de solution de concentration C_o apporté au milieu poreux. Elle est valable pour $t > t_m$.

Comme précédemment, la condition $C = C_o =$ constante pour $x = 0$ et $0 < t \leqslant t_m$, peut

être remplacée par la condition de flux constant. La solution correspondante a été donnée par LINDSTROM *et al.* (1967) et DAVIDSON *et al.* (1968). Pour $t > t_m$ elle est :

$$C(x,t) = \frac{C_o}{2}\,[L(x,t) + M(x,t) + N(x,t)] - \frac{C_o}{2}\,[L(x,t-t_m) + M(x,t-t_m) + N(x,t-t_m)] \quad (11)$$

Les fonctions L, M et N ont été définies pour la formule (9). Dans les formules (10) et (11) les premiers termes sont les solutions (7) et (9) valables ici pour $t < t_m$. (avec $C_i = 0$). Soulignons aussi que les expressions (10) et (11) ne sont valables que pour un milieu infini.

c) *Expériences effectuées sur une colonne où le soluté préexiste et pour laquelle la fonction d'alimentation est nulle.*

La distribution du soluté est donnée par :

$$C = C_o f(x), \quad 0 < x < \infty, \quad t = 0$$

Les conditions aux limites considérées sont :

$$J_{x=0} = \bar{v}C - D_h \frac{\partial C}{\partial x} = 0, \quad x = 0, \quad t > 0$$

$$\lim \frac{\partial C}{\partial x} = 0, \quad x \to \infty \quad t > 0$$

LINDSTROM et BOERSMA (1971) donnent les solutions pour les deux cas suivants :

$$a \begin{cases} f(x) = C^{te}, & 0 \leqslant x \leqslant l \\ f(x) = 0, & x > l \end{cases}$$

$$b \begin{cases} f(x) = x, & 0 \leqslant x \leqslant l \\ f(x) = 0, & x > l \end{cases}$$

La figure 15 donne l'allure de la courbe $C(x,t)/C_o$ pour deux couples de valeurs de $\bar{v}$ et D_h pour le cas *a*.

2. *Il existe une fonction source ou puits* $F_p^s \neq 0$.

Cette fonction traduit l'existence de phénomènes de dissolution, de précipitation, de réactions chimiques ou encore de parties du milieu poreux pouvant jouer le rôle de source ou de puits. Mathématiquement, cette fonction s'introduit à l'aide d'un nouveau terme en $\frac{\partial}{\partial t}$. Nous aurons l'occasion de constater que c'est également le cas quand il existe un phénomène d'adsorption. Par conséquent, la distinction entre ce dernier phénomène et la source ou le puits est quelque peu artificielle. En fait, elle est utilisée, car les études effectuées jusqu'à ce jour ont surtout concerné des systèmes où il n'y avait pas lieu de tenir compte d'une fonction du type F_p^s. Dès lors, l'absence ou la présence d'un phénomène d'adsorption constitue un critère commode de caractérisation des problèmes de transport. La fonction source ou puits est en quelque sorte une difficulté du deuxième degré et n'a été que très rarement analysée.

En l'absence d'un phénomène d'adsorption, un exemple très intéressant nous est fourni par une étude récente de PASSIOURA (1971). Cet auteur propose une description de l'influence des agrégats sur les phénomènes de transport dans un milieu poreux. Celui-ci est décrit comme étant constitué par des agrégats tels qu'il soit possible de définir une macroporosité (inter agrégat) et une microporosité (intra agrégat). L'étude du transport est faite en supposant que le flux visqueux n'existe que dans les macropores, les mouvements dans les agrégats étant dû uniquement à la diffusion. Dans ces conditions, les agrégats constituent une source ou un puits pour la solution qui se déplace dans les macropores.

En supposant que la diffusion moléculaire dans les agrégats est négligeable, dans la direction du flux, l'équation (3) s'écrit :

$$\frac{\varepsilon_A}{\varepsilon_M}\frac{\partial C_A}{\partial t} + \frac{\partial C_M}{\partial t} = D_h(M)\frac{\partial^2 C_M}{\partial x^2} - \bar{v}_M \cdot \frac{\partial C_M}{\partial x} \qquad (12)$$

Les indices A et M se rapportent respectivement aux agrégats et à la phase liquide contenue dans les macropores.

Il est supposé que les agrégats sont sphériques et que $C_A < C_M$. PASSIOURA montre alors que l'équation (12) peut se mettre sous la forme :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{v}\frac{\partial C}{\partial t} \qquad (12')$$

où

$$D_h = D_M \frac{\varepsilon_M}{\varepsilon} + \bar{v}a + \frac{\varepsilon_A}{\varepsilon} \cdot \frac{\bar{v}^2 a^2}{15\, D_A} \qquad (13)$$

Cette expression suppose que le coefficient de dispersion dans les macropores $D_h(M)$ est une fonction linéaire de D_M, le coefficient de diffusion moléculaire dans les macropores. De plus, il faut noter que ce traitement n'est valable que si la condition suivante est respectée :

$$t > 0{,}3\,\frac{a^2}{D_A} \qquad (14)$$

a : rayon moyen des agrégats ; D_A : coefficient de diffusion moléculaire dans les agrégats.

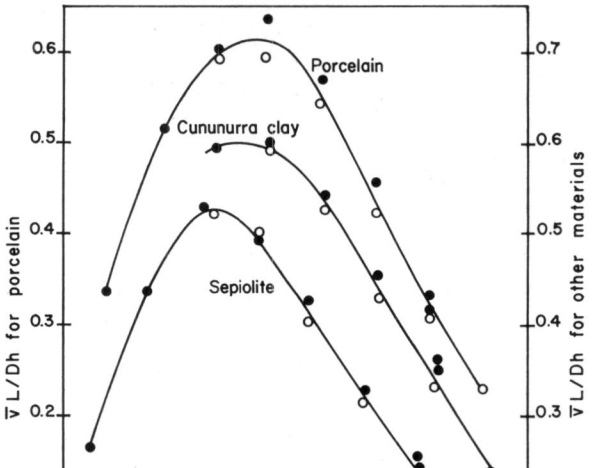


FIG. 10. — *Nombre réduit de* BRENNER $\left(\frac{B_a}{L} = \frac{\bar{v}L}{D_h}\right)$ *en fonction de* v_a ($v_a = \bar{v}a$) *pour différents milieux poreux*

- ● $a = 362\ \mu$
- ○ $a = 720\ \mu$

(L'échelle pour la porcelaine a été décalée de 0,1 unité)
D'après PASSIOURA et ROSE (1971)

Quand l'équation (12′) est résolue avec les conditions correspondant à un milieu fini, les solutions sont celles données par BRENNER (1962).

Remarquons que le coefficient de dispersion hydrodynamique prend une signification complexe qui tient compte des propriétés des agrégats.

Ce traitement prévoit que la quantité $\frac{\bar{v}L}{D_h}$ doit passer par un maximum quand le produit $\bar{v}a$ augmente. La figure 10 montre des résultats expérimentaux en accord avec cette prévision. Les positions observées des maxima ne sont pas tout à fait égales à celles qui peuvent être calculées en raison de l'utilisation de la relation approchée

$$D_h(M) = D_M + \bar{v}_M a$$

Compte tenu de l'inégalité (14), ces considérations ne sont valables que si

$$\bar{v} < \frac{D_A \cdot L \cdot \varepsilon_A}{0 \cdot 3\, a^2 \varepsilon}$$

Prenant un exemple donné par PASSIOURA pour un milieu constitué d'agrégats de sol calciné, avec

$$D_A = 5 \cdot 10^{-6}\ \text{cm}^2\ \text{s}^{-1}, \quad L = 30\ \text{cm}, \quad a = 7 \cdot 10^{-2}\ \text{cm}, \quad \varepsilon_A/\varepsilon = 0 \cdot 22$$

on a :

$$\bar{v} < 2 \cdot 10^{-2}\ \text{cm s}^{-1}\ (72\ \text{cm/heure}).$$

(Les vitesses d'infiltration sont bien plus faibles que cette limite).

Cette étude présente deux applications intéressantes :

1° Quand on étudie les phénomènes de transport dans un milieu constitué d'agrégats, il faut tenir compte de la diffusion dans les agrégats à partir d'une vitesse limite d'écoulement.

2° Pour un milieu donné, il existe une vitesse d'écoulement pour laquelle les effets de dispersion hydrodynamique sont minimum $\left(\text{maximum de } \frac{\bar{v}L}{D_h}\right)$. C'est donc à cette vitesse que le lessivage des sels dans un sol se fera avec le maximum d'efficacité.

III. — TRANSPORT AVEC PHÉNOMÈNES D'ADSORPTION

Adoptant une présentation donnée par REINIGER (1970), nous pouvons écrire l'équation d'adsorption de la façon suivante :

$$q_x^t = f\,(C,C^*)_{x+\Delta x}^{t-\Delta t}$$

La quantité adsorbée q au temps t en un endroit x du milieu poreux est une fonction de C, la concentration du soluté, éventuellement de C*, la concentration d'un autre soluté compétitif à un temps qui peut différer de t de Δt et en un endroit qui peut différer de x de Δx. Cette équation ne préjuge en rien ni de la nature du soluté, ni des forces mises en jeu dans le phénomène d'adsorption.

Δt représente un retard dû au fait que le transfert d'un ion ou d'une molécule entre la phase solide et la phase liquide se produit à une vitesse finie. Si Δt est nul, on a affaire à un équilibre instantané.

Δx traduit le fait que l'équilibre entre les ions ou les molécules adsorbées et les ions ou les molécules en solution, n'est pas approché, uniformément sur toute la longueur de l'agrégat. Le décalage Δx est alors une fonction des dimensions des agrégats et il lui correspond un retard de temps $\Delta t'$. Si les agrégats sont infiniment petits, $\Delta x = 0$.

La résolution analytique de l'équation (2) n'est pas toujours possible et il faut faire appel

au calcul numérique. Néanmoins, la difficulté du traitement mathématique présente plusieurs degrés selon que l'équilibre d'adsorption est instantané ou non et selon que l'isotherme d'adsorption est linéaire ou non.

A. — *Transport par diffusion seule*

Un grand nombre de problèmes relatifs à ce cas ont été étudiés. Citons par exemple, la diffusion avec échange d'ions traitée par NYE (1966), la diffusion avec une adsorption et un coefficient de diffusion variable dont CRANCK (1964) propose des solutions numériques.

L'équation (2) s'écrit :

$$\frac{\partial(q + \varepsilon C)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \tag{15}$$

(ici q représente la quantité adsorbée par unité de volume du milieux poreux).

Considérons le cas simple d'un équilibre instantané et d'une isotherme d'adsorption linéaire. Dans ces condition, q est reliée à C par :

$$q = \alpha\gamma C^l = kC^l \tag{16}$$

avec $l = 1$ (cas particulier de l'isotherme générale de Freundlich pour laquelle $0 < l < 1$),
α : rapport de la surface chimiquement active à la surface totale du milieu poreux,
γ : coefficient de partition. $\gamma = \exp(-\Delta G/RT)$ où ΔG est l'énergie libre d'adsorption.

Compte tenu de (16), (15) s'écrit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D' \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \tag{17}$$

où D′ est un nouveau coefficient de diffusion apparent défini par

$$D' = \frac{D}{k + \varepsilon} \qquad \text{avec } D = \eta D_o$$

L'équation (17) est une équation de diffusion ordinaire dont on connaît les solutions. Par exemple, étudiant la diffusion du 2-4-D, LINDSTROM *et al.* (1968) ont utilisé les solutions correspondant à des milieux finis et infinis en contact avec un réservoir de volume V_o à la concentration C_o. Dans le cas d'un milieu infini, si V_o est grand ou le temps t petit, la solution approchée est :

$$C(x, t) = C_o \operatorname{erfc} \frac{x}{2\sqrt{D't}}$$

Quand l'isotherme d'adsorption n'est plus linéaire ($l \neq 1$ dans (16), l'équation (15) devient plus compliquée et peut être résolue numériquement par la méthode des différences finies de CRANK-NICOLSON (LINDSTROM et BOERSMA (1970)). Dans ces conditions, il apparaît que le coefficient de diffusion dans le milieu poreux dépend de la concentration du soluté étudié :

$$D' = \frac{D}{\varepsilon + \alpha\gamma l C^{(l-1)}}$$

LINDSTROM et BOERSMA (1970) ont aussi analysé les solutions de l'équation de diffusion avec une adsorption sans équilibre instantané. Deux modèles ont été pris en considération :

$$\begin{aligned} 1 \qquad & \frac{\partial q}{\partial t} = \lambda(\alpha\gamma C - Q_a) \\ 2 \qquad & \frac{\partial q}{\partial t} = \beta(\varphi_a - \alpha\gamma C) \sinh b \left(1 - \frac{\alpha\gamma C}{Q_a}\right) \end{aligned} \tag{18}$$

où Q_a est la quantité maximum adsorbée.

Cette dernière expression tient compte de l'adsorption, de la désorption et des interactions latérales (termes *b*).

Ces deux problèmes ont reçu des solutions numériques dont certaines sont publiées sous forme de tables. Là encore le coefficient de diffusion dépend de la concentration.

B. — *Cas IV : Transport par convection seule*

1. *Équilibre d'adsorption instantané.*

Le cas le plus simple est celui de l'isotherme linéaire. Il est décrit en détail par REINIGER (1970) et sa principale caractéristique est que la vitesse d'avancement de la zone de mélange entre le fluide déplacé et le fluide déplaçant, est constante et égale à $1/(k + \varepsilon)$. De plus, cette zone n'est pas déformée au cours du transport.

L'introduction d'isothermes non linéaires a été faite par de VAULT (1943), et REINIGER (1970) a étudié le transport du sodium et du calcium en considérant deux types d'isothermes, correspondant l'un, à l'échange de Ca^{++} par Na^{++}, l'autre, à l'échange de Na^{+} par Ca^{++}.

REINIGER (1970) donne également le traitement numérique du transport de Na^{+} et Ca^{++} par convection avec adsorption en tenant compte de la dissolution et de la dissociation du sulfate de calcium (fonction $F_d^s \neq 0$). Signalons également que le transport avec échanges entre trois cations a été décrit à l'aide d'une méthode numérique par DRANOFF et LAPIDUS (1958).

2. *Équilibre d'adsorption non instantané.*

a) *Isotherme d'adsorption linéaire.*

La relation entre q et C est donnée par (16) avec $l = 1$. Les incréments Δt et Δx sont maintenant différents de zéro. L'absence d'équilibre instantané peut être due simultanément ou non :

— soit aux dimensions finies des agrégats ou des grains du milieu poreux. Il en résulte une différence entre la concentration de la solution et la concentration correspondant à l'équilibre.

— soit à l'existence d'une vitesse d'échange fini.

Avec le décalage dans l'espace Δx, l'équation correspondante est :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \Delta g \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v^* \frac{\partial C}{\partial t} \tag{19}$$

avec

$$v^* = \frac{\bar{v}}{k + \varepsilon} \qquad \text{et} \qquad \Delta g = \frac{\Delta x}{2} \cdot \frac{\bar{v}}{k + \varepsilon}$$

Δx peut être, par exemple, le diamètre moyen des grains.

Pour le décalage dans le temps, le facteur limitant est le transport de soluté de la solution des pores aux sites d'adsorption dans les agrégats. Ce transport est une diffusion dans l'agrégat. En utilisant une loi de vitesse du 1er ordre :

$$\frac{\partial q}{\partial t} = \lambda(kC - q) \qquad \text{avec} \qquad \lambda = \frac{D_A}{a^2}$$

où D_A est le coefficient de diffusion dans l'agrégat et a le rayon moyen des agrégats. On aboutit à l'équation (GLUECKAUF, 1955) :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \Delta g' \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v^* \frac{\partial C}{\partial x} \text{ (19)} \qquad \text{avec} \qquad \Delta g' = \left(\frac{v^*}{\lambda}\right)^2 \left(1 - \frac{\varepsilon}{k + \varepsilon}\right)$$

Cette équation n'est valable que si $\lambda \gg \bar{v}$.

Dans les équations (18) et (19), Δg et $\Delta g'$ jouent formellement le rôle de D_h. Pour les conditions aux limites données, les solutions analysées dans le paragraphe B 1 sont applicables. Il

faut remarquer que leur utilisation conduit à déterminer un coefficient de dispersion hydrodynamique qui dépend des caractéristiques de l'adsorption.

Signalons qu'il existe une formulation plus rigoureuse que (19), mais la manipulation des solutions correspondantes est peu commode (voir REINIGER, 1970).

Quand $\lambda \gg \bar{v}$, les effets des deux décalages peuvent être additionnés :

$$\Delta = \Delta g + \Delta g'$$

Δ est relié au paramètre « hauteur de plateau » qui apparaît dans les équations résultant de la description du transport chromatographique comme un phénomène discontinu. La « hauteur équivalente d'un plateau théorique » (GLUECKAUF, 1955) H, est reliée à Δ par $H = \Delta/v^*$.

b) *Isotherme d'adsorption non linéaire.*

Il n'existe de solutions analytiques que pour des cas particuliers. Ainsi THOMAS, HIESTER et VERMEULEN (réf. cit. in REINIGER, 1970) ont proposé des solutions en tenant compte d'une cinétique d'adsorption du 2e ordre.

C. — *Transport par convection et diffusion*

1. *Équilibre d'adsorption instantané.*

a) *Isotherme d'adsorption linéaire.*

Des études de ce problème ont été présentées par ELRICK *et al.* (1966), LINDSTROM et BOERSMA (1970) et REINIGER (1970). L'équation (3) s'écrit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_h}{k + \varepsilon} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{\bar{v}}{k + \varepsilon} \frac{\partial C}{\partial x^2} \qquad (20)$$

Rappelons que la constante k est celle de l'isotherme d'adsorption (voir formule 16) et que ε est la porosité totale.

Ici le coefficient de dispersion hydrodynamique est égal à :

$$D_h^* = \frac{\eta D_o + D_M}{k + \varepsilon} = \frac{D_h}{k + \varepsilon}$$

Avec $v^* = \dfrac{\bar{v}}{k + \varepsilon}$ et D_h^*, l'équation (20) devient semblable à l'équation (3) et possède donc les mêmes solutions.

ELRICK (1966) a appliqué ce formalisme au transport d'herbicides, mais l'expérience est en partie en désaccord avec la théorie. Ceci est probablement dû au caractère approché de la relation entre D_o et D_M.

b) *Isotherme d'adsorption non linéaire.*

Il n'y a pas de solution analytique dans le cas général. Avec une isotherme d'échange de Na^+ par Ca^{++}, REINIGER (1970) a développé une solution valable lorsque le front d'échanges se déplace à une vitesse constante. Il s'agit donc d'une situation limitée ; par contre, l'utilisation de solutions numériques permet de traiter les phénomènes de transport d'une façon plus complète. Examinons quelques exemples pris parmi les travaux récents.

SUNG-HO LAI et JURINAK (1971) ont étudié le transport des ions Mg^{++} dans des colonnes de sol en tenant compte de l'échange Mg^{++}-Ca^{++}. Leur traitement se présente de la façon suivante :

Soit l'équation décrivant le transport :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{v} \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{1}{\varepsilon} \frac{\partial q}{\partial t}$$

L'utilisation des variables $X = \frac{C}{C_o}$ et $Y = \frac{q}{Q_a}$ conduit à

$$g(X)\,\frac{\partial X}{\partial t} = D_h\,\frac{\partial^2 X}{\partial x^2} - \bar{v}\,\frac{\partial X}{\partial x} \qquad (21)$$

C_o : concentration totale en cation de la phase liquide.

Q_a : capacité d'échange par unité de poids de l'échangeur.

$g(X) = 1 + \frac{Q_a}{\varepsilon C_o}\cdot\frac{dY}{dX}$ avec $Y = f(X)$ pour équation d'échange.

Les conditions aux limites et initiales choisies sont :

$$X = 0, \quad 0 \leqslant x \leqslant L, \quad t = 0$$
$$X = 1, \quad x = 0, \quad t > 0$$
$$\frac{\partial X}{\partial x} = 0, \quad x = L, \quad t > 0$$

La fonction d'échange non linéaire utilisée est :

$$Y = f(X) = \frac{X}{X + (1 - X)/\alpha_B^A(X)}$$

où $\alpha_A^B(X)$ est le facteur de séparation défini par HELFERICH (1962). Il est considéré comme une fonction de la concentration :

$$\alpha_A^B(X) = \exp\,[-(L_n\,K + C_{eq}(1 - 2\,X))]$$

K est la constante d'équilibre thermodynamique et C_{eq} une constante.

Le calcul numérique est effectué en utilisant les différences finies :

$$\frac{\partial^2 X}{\partial x^2} \simeq \frac{X_{i+1,j} - 2\,X_{i,j} + X_{i-1,j}}{\Delta x^2}$$

$$\frac{\partial X}{\partial x} \simeq \frac{X_{i+1,j} - X_{i-1,j}}{2\,\Delta x}$$

$$\frac{\partial X}{\partial t} \simeq \frac{X_{i,j+1} - X_{i,j}}{\Delta t}$$

où les indices i et j se rapportent respectivement à x et t. Δx et Δt sont les incréments correspondant aux deux variables. L'utilisation de ces expressions dans l'équation (21) donne une relation permettant de calculer X pour n'importe quelle valeur de x et t. La figure 11 donne quelques exemples de résultats obtenus.

REINIGER (1970) a également utilisé un procédé numérique pour décrire le transport de Na^+ et Ca^{++} dans des sols, en tenant compte des échanges ioniques et de la présence éventuelle de carbonate de calcium ou de sulfate de calcium.

2. *Équilibre d'adsorption non instantané.*

Ce problème a été traité par LAPIDUS et AMUNDSON (1952), GLUECKAUF (1955) et LINDSTROM *et al.* (1970-1971). Dans le cas où l'isotherme d'adsorption est linéaire, le terme Δ précédemment défini peut être ajouté au coefficient représentant la dispersion par convection et diffusion. On définit alors un coefficient de dispersion hydrodynamique globale :

$$D'_h = D_h + \Delta$$

Les conditions de validité de D'_h sont les mêmes que celles de Δ. Si cette expression peut être utilisée, l'équation (3) est valable ainsi que les solutions correspondantes vérifiant les différentes

conditions aux limites et initiales. Là encore, il est possible de définir la hauteur équivalente d'un plateau théorique : $H = D'_h/v^*$.

Pour éviter les restrictions inhérentes à la recherche de solutions analytiques, il est possible d'utiliser une méthode de calcul numérique pour résoudre l'équation décrivant le transport. Ceci est particulièrement important quand on a affaire à des isothermes non linéaires. En effet, dans ce cas, les paramètres caractérisant l'adsorption sont très rarement additifs au coefficient de dispersion mécanique et de diffusion car il faut que l'expérience réponde à des exigences très contingentes (HOUGHTON, 1964). Les traitements numériques deviennent alors indispensables, comme dans les problèmes analysés par LINDSTROM *et al.* (1971) pour lesquels les caractéristiques des phénomènes d'adsorption sont celles que nous avons précédemment exposées (paragraphe III A, formules 18).

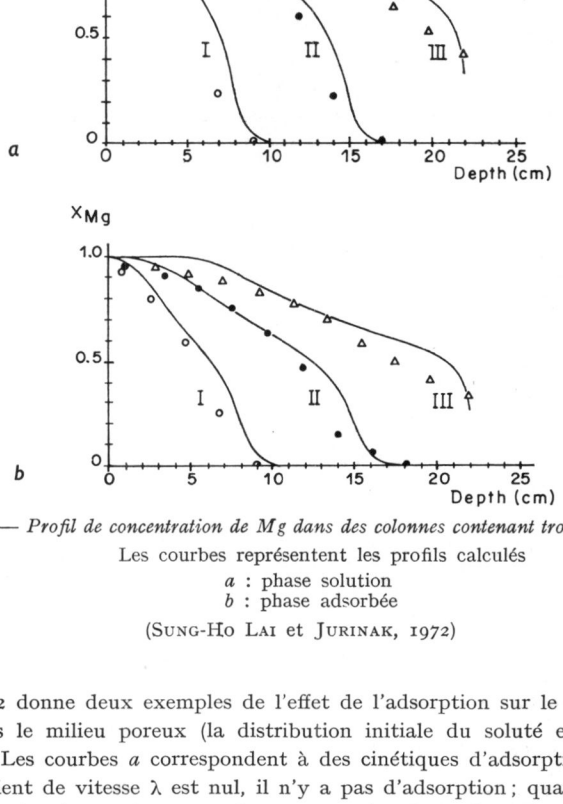


FIG. 11. — *Profil de concentration de Mg dans des colonnes contenant trois sols différents*
Les courbes représentent les profils calculés
a : phase solution
b : phase adsorbée
(SUNG-HO LAI et JURINAK, 1972)

La figure 12 donne deux exemples de l'effet de l'adsorption sur le transport d'un soluté préexistant dans le milieu poreux (la distribution initiale du soluté est représentée par la zone hachurée). Les courbes *a* correspondent à des cinétiques d'adsorption du premier ordre. Quand le coefficient de vitesse λ est nul, il n'y a pas d'adsorption ; quand il est infini, l'équilibre est instantané et le couplage entre la concentration de la phase liquide et la concentration de la phase adsorbée est maximum. Il faut observer que l'allure des courbes est extrêmement sensible aux valeurs de λ.

La figure 12 *b* montre l'influence de l'interaction latérale entre les molécules adsorbées. Plus ces interactions sont importantes, plus la quantité adsorbée est grande et plus la courbe est dissymétrique.

Il faut enfin observer qu'en présence d'un phénomène d'adsorption, il peut être très utile

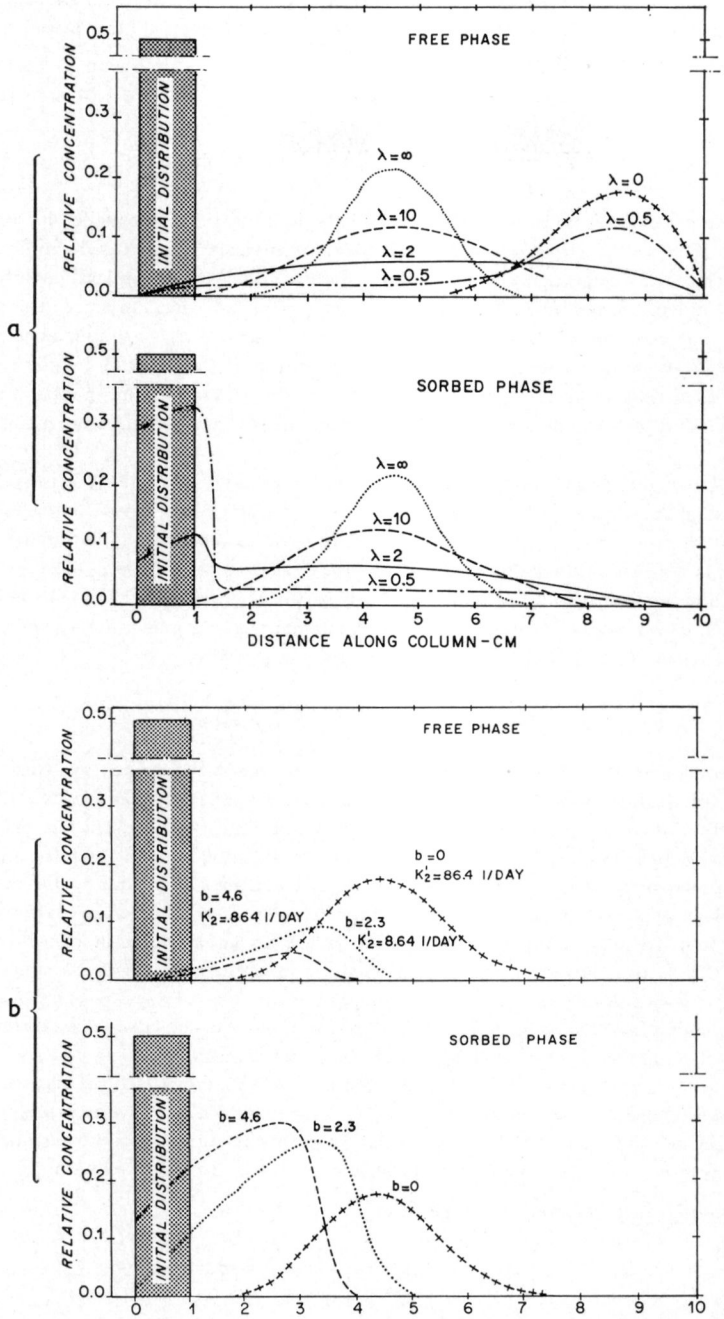


FIG. 12. — *Résultats théoriques sur l'effet de l'adsorption sur le profil de concentration dans la phase liquide et dans la phase adsorbée. Le soluté préexiste dans le 1er centimètre.*

a : cas d'une cinétique d'adsorption du 1er ordre ;
b : adsorption, désorption et interactions latérales. K′ est la constante de vitesse de désorption.

(LINDSTROM *et al.*, 1971)

d'avoir les variations de la concentration en solution et dans la phase adsorbée. Le seul examen de l'une ou l'autre de ces concentrations risque très fréquemment d'être insuffisant pour interpréter les résultats expérimentaux.

IV. — AUTRES CAS ÉTUDIÉS

Au début de cet exposé, nous avons donné une liste de limitations auxquelles les problèmes étudiés devaient être soumis. En particulier, nous n'avions envisagé que le cas du milieu poreux saturé et isotherme. Dans ce paragraphe, nous allons examiner quelques exemples de solutions proposés pour des milieux non saturés. Nous n'aborderons pas l'étude de l'influence des gradients thermiques. Il faut cependant noter que cet aspect peut avoir une réelle importance dans les phénomènes de transport dans le sol, car il est très fréquent que la température ne soit pas homogène. Citons à titre d'exemple le travail de CARY et MAYLAND (1972) qui montre l'existence d'une accumulation de sel près de la surface d'un sol par suite des mouvements dus à un gradient thermique.

Dans ce paragraphe, nous donnerons également un traitement permettant d'introduire des caractéristiques géométriques de la porosité telles que la distribution des rayons des pores. En effet, il faut se rappeler que jusqu'à maintenant, la seule caractéristique considérée était la valeur totale de la porosité : ε. Bien que cela soit suffisant dans un certain nombre de cas, il est hors de doute qu'il n'en est rien si on désire accéder à une explication complète des phénomènes de transport, ne serait-ce que pour pouvoir évaluer correctement le rôle joué par les différents phénomènes physiques et chimiques et les caractéristiques de la porosité.

A. — *Transport dans les milieux non saturés*

Il n'est nullement besoin d'insister sur l'importance des phénomènes de transport des composés en solution dans les milieux poreux non saturés. Leur description devient difficile car il faut tout d'abord bien connaître les déplacements de l'eau non saturante. Du fait que l'eau se trouve en majorité dans les petits pores, les phénomènes de diffusion peuvent prendre une grande importance (COREY *et al.*, 1967). Enfin, dans de telles conditions, il ne faut plus ignorer les modifications de la phase solide par le fluide, et il importe de tenir compte de la variation du coefficient de dispersion hydrodynamique en fonction de la teneur en eau et de la concentration. A ces difficultés, il faut aussi ajouter qu'un milieu poreux non saturé contient de l'air piégé et que les valeurs du coefficient de dispersion hydrodynamique en sont alors affectées (GREEN *et al.*, 1972).

A notre connaissance, il existe peu de description des transports dans des milieux non saturés. Parmi les travaux récemment publiés, deux ont retenu notre attention.

WARRICK *et al.* (1971) ont étudié le transport simultané d'eau et de soluté dans un sol non saturé, en supposant qu'il n'y a pas de source ou de puits et qu'il n'y a aucune interaction entre le soluté et la phase solide (pas d'adsorption en particulier). Une autre hypothèse simplificatrice est également ajoutée : c'est la constance du coefficient de dispersion hydrodynamique.

L'équation de continuité pour le soluté est :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta C) = \frac{\partial}{\partial x}\left(\theta D \frac{\partial C}{\partial x}\right) - \frac{\partial}{\partial x}(vC)$$

θ est le contenu en eau exprimé en fraction du volume de la porosité totale.

Étant donné que $\dfrac{\partial \theta}{\partial t} = -\dfrac{\partial v}{\partial x}$ (équation de continuité pour l'eau), il vient

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \left(\frac{v}{\theta} - \frac{D_h}{\theta}\frac{\partial \theta}{\partial x}\right)\frac{\partial C}{\partial x} \qquad (22)$$

Une grande différence avec les milieux saturés est représentée par le fait que la vitesse v est variable puisqu'elle dépend de la teneur en eau. En admettant que la loi de Darcy est toujours applicable, elle est donnée par

$$v = - K(\theta) \frac{\partial \mathcal{H}}{\partial x} \tag{23}$$

avec : $K(\theta)$: conductivité hydraulique pour la teneur en eau θ ;
$\mathcal{H}$: hauteur hydraulique au point x.

Les conditions aux limites et initiales correspondant à une alimentation par impulsion sont :

$$\theta = f(x), \quad x > 0, \quad t = 0 \quad (a)$$
$$\theta = \theta_o, \quad x = 0, \quad t > 0 \quad (b)$$
$$C = 0 \text{ ou } f(x), \quad x > 0, \quad t = 0$$
$$C = C_o, \quad x = 0, \quad 0 < t \leqslant t_1$$
$$C = 0, \quad x = 0, \quad t > t_1$$

L'équation (23) est résolue numériquement compte tenu des conditions a et b, $K(\theta)$ étant obtenue par la méthode de Bruce et Klute (1956).

Les auteurs ont choisi de résoudre l'équation (22) dans deux cas simplifiés. Le premier repose sur l'observation selon laquelle la vitesse d'infiltration dans un sol homogène tend vers une valeur constante indépendante des conditions initiales. Le deuxième localise l'origine de la variable d'espace au niveau du front d'eau.

La concordance entre les calculs théoriques et les résultats expérimentaux est satisfaisante compte tenu des approximations utilisées.

Bresler et Hanks (1969) ont effectué une étude en négligeant la dispersion hydrodynamique. L'équation (22) est alors résolue par la méthode des différences finies. L'intérêt de ce travail repose en partie sur les conditions expérimentales utilisées. Elles sont de trois sortes :

1° Sel déposé sur la surface de la colonne, puis apport d'eau sous charge constante ⟶ redistribution ⟶ évaporation ⟶ analyse.

2° Sel déposé sur la surface de la colonne ⟶ pluie ⟶ redistribution ⟶ évaporation ⟶ analyse.

3° Mêmes conditions qu'en 1 et 2 mais le sel est apporté uniformément dans le sol.

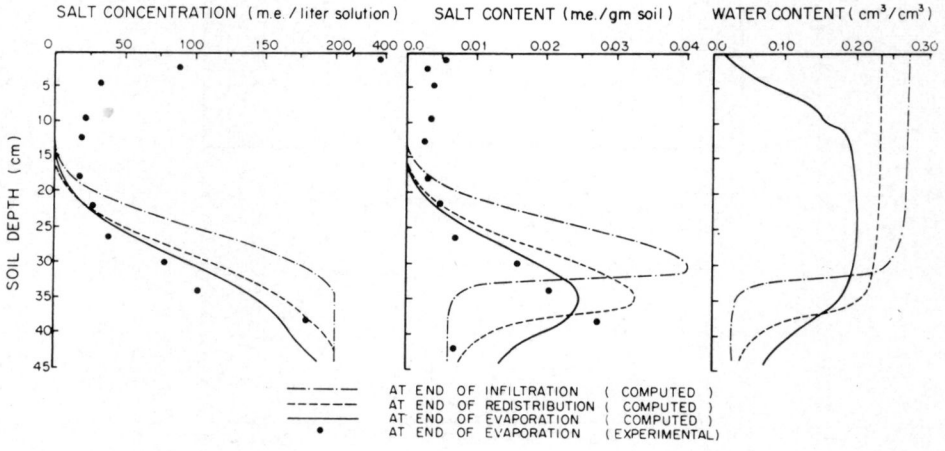


Fig. 13

a : *Profils de la concentration et du contenu en sel pour le cas* 2 (voir le texte). Les courbes représentent des profils calculés.

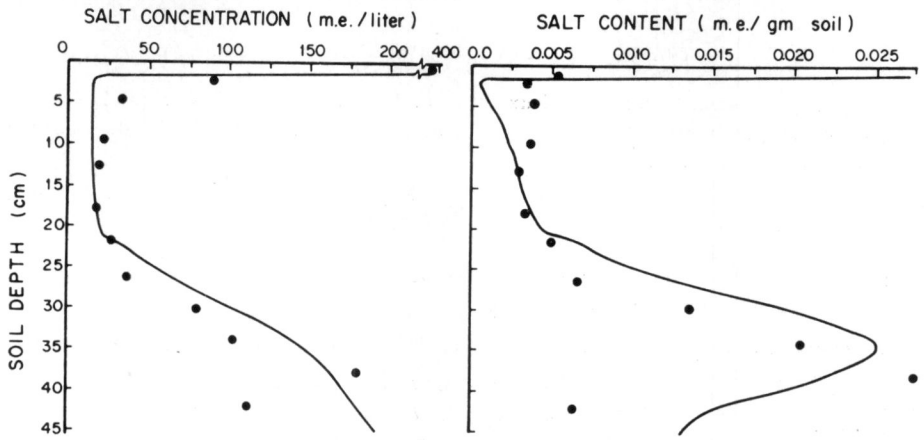


FIG. 13

b : *Profils calculés en tenant compte d'une source.*

(BRESLER et HANKS, 1969)

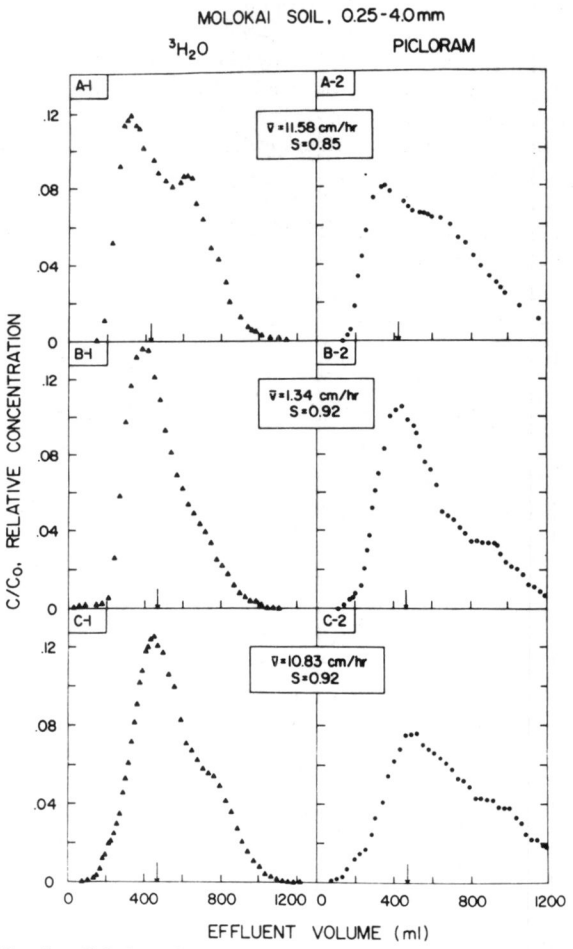


FIG. 14. — *Courbes d'élution obtenues sur un sol en condition d'alimentation discontinue*

Effet de la vitesse (v). S est le taux de saturation

(GREEN *et al.*, 1972)

Les résultats obtenus sont tout à fait encourageants. La figure 13 donne quelques exemples de profils de concentration obtenus. Dans la première partie de la figure (13 *a*), nous constatons l'existence d'un désaccord entre les courbes calculées et expérimentales. Dans la deuxième partie (13 *b*), l'accord est meilleur. Il s'agit du même sol, des mêmes conditions, mais la courbe théorique a été calculée en ajoutant une fonction source.

B. — *Transport et distribution des rayons des pores*

De récentes mesures ont montré que le coefficient de dispersion longitudinal était très dépendant de la porosité et peu de la tortuosité (LANWSON et ELRICK, 1972). Cette observation est confirmée par les résultats de GREEN *et al.* (1972). La figure 14 représente les courbes $C(x, t)$ pour ^3H et le pichloram, pour des conditions d'alimentation par impulsion. La présence de deux pics montre l'existence d'un transfert rapide dans les macropores et plus lent dans les micropores où il est vraisemblablement contrôlé par des phénomènes de diffusion. Pour les faibles vitesses d'écoulement, les différences d'aptitude des pores à transférer la solution sont moins grandes et un deuxième pic n'apparaît que pour la molécule organique en raison de l'adsorption (fig. 14). Les résultats montrent également que la position des pics dépend des caractéristiques de la porosité. L'analyse des résultats montre que les pores de diamètre $\leqslant 15\ \mu$ participent probablement peu au transport aux vitesses élevées. Elle conduit aussi à un problème quant à la description de la porosité car les distributions obtenues par la relation teneur en eau-pression ne semblent pas toujours utilisables.

Le traitement théorique proposé par LINDSTROM et BOERSMA (1971) semble pouvoir être utile pour l'interprétation de ces observations. Ces auteurs traitent le milieu poreux comme un ensemble de pores répartis en j classe de rayon moyen r_j et de poids A_j. Ils tiennent compte d'une adsorption avec équilibre instantané et isotherme linéaire. Dans ces conditions, l'équation décrivant le transport dans les pores de la classe j est :

$$D_h^j \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \bar{v}_j \frac{\partial C}{\partial x} = \left(1 + \frac{W_j - W_{jj}}{W_{jj}} \rho_j k\right) \frac{\partial C}{\partial t} \qquad (24)$$

où W_j : volume total de la fraction ;
W_{jj} : volume des pores de la fraction.

Les deux hypothèses essentielles sont relatives aux expressions du coefficient de dispersion hydrodynamique D_h^j et de la vitesse moyenne dans les pores $\bar{v}_j$ en fonction de r_j :

$$D_h^j = D_{ho}\ (1 - e^{-mr_j^2}) \qquad m \text{ non } < 0,\ 0 < r_j < \infty$$

Quand r_j est petit $D_h^j \simeq D_{ho} m r_j^2$

$$v_j = \frac{\triangle \mathcal{H}}{8\ \mu}\ r_j^2 \qquad \triangle \mathcal{H} = \text{gradient de charge hydraulique.}$$

En posant :

$$D_j = \frac{D_h^j}{1 - \dfrac{W_j - W_{jj}}{W_{jj}} \rho_j k} \qquad \text{et} \qquad v_j = \frac{\bar{v}_j}{1 - \dfrac{W_j - W_{jj}}{W_{jj}} \rho_j k}$$

(24) s'écrit :

$$D_j \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_j \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \qquad (25)$$

avec les conditions aux limites :

$$C = Co\ f(x), \quad x > 0, \quad t = 0, \qquad f(x) \text{ intégrable,}$$

$$-D_j \frac{\partial C}{\partial x} + v_j C = 0, \quad x = 0$$

$$\lim \frac{\partial C}{\partial x} = 0, \quad x \longrightarrow \infty$$

LINDSTROM et BOERSMA obtiennent une solution $C_j(x, t)$. La distribution totale est

$$C(x,t) = \frac{\sum_j A_j C_j(x,t)}{\sum_j A_j}, \quad 0 < x < \infty, \quad t \geqslant 0$$

Avec

$$f(x) = C^{te}, \quad 0 \leqslant x \leqslant l, \quad l > 0$$
$$f(x) = 0, \quad x > l$$

l'équation peut s'intégrer, Si de plus $\frac{x + \bar{v}_j t}{2\sqrt{D_j t}} > \frac{3}{2}$, une solution simplifiée est obtenue.

La position du pic peut être approchée par la solution de

$$\frac{\partial C(x,t)}{\partial x} = \left(\sum_j A_j \frac{\partial C_j}{\partial x}\right) \Big/ \sum_j A_j = 0$$

pour un temps t donné, si toutefois la distribution des pores est très étroite (quelques valeurs de A_j).

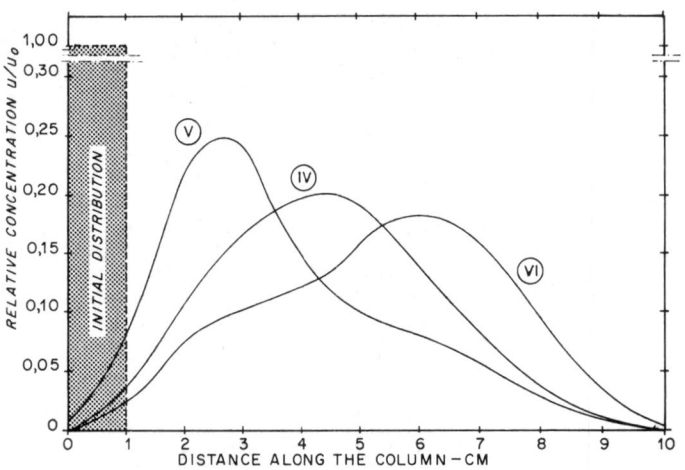


FIG. 15. — *Profils de concentration calculés dans le cas d'un soluté préexistant dans le milieu poreux : influence de la distribution des pores*

	A_j	v_j cm/jour	D_j cm²/jour
	—	—	—
Courbe V	0,6	2	0,5
	0,2	4	0,7
	0,2	6	1,0
Courbe IV	0,25	2	0,5
	0,50	4	0,7
	0,25	6	1,0
Courbe VI	0,20	2	0,5
	0,20	4	0,7
	0,60	6	1,0

(LINDSTROM et BOERSMA, 1971)

Ces auteurs ont également étudié le cas où

$$f(x) = x, \quad 0 \leqslant x < L$$
$$f(x) = 0, \quad x > L$$

Des exemples de courbes $C(x,t)$ obtenues numériquement sont donnés dans la figure 15. L'influence de la distribution des dimensions des pores est considérable. Il nous faut remarquer que le courbe (V) a la même allure générale que les courbes données dans la figure 14. Cette analogie est une observation encourageante et qui montre l'intérêt de ce genre de traitement.

De plus, nous pouvons noter qu'un tel formalisme ne dépend pas de la nature des phénomènes considérés dans le transport. En conséquence, il peut être appliqué à toutes les situations précédemment décrites.

Ces considérations s'appliquent si le milieu poreux est homogène. Quand ce n'est pas le cas, le problème devient complexe. DAGAN (1967) a étudié le comportement d'un milieu dans lequel la porosité varie linéairement avec la profondeur. Il ressort de cette analyse qu'une diminution de la porosité entraîne une diminution du coefficient de dispersion.

CONCLUSION

Il existe un assez grand nombre de solutions permettant de décrire les phénomènes de transport dans des milieux poreux. Quand ils sont saturés, il est possible de disposer de traitements analytiques ou numériques valables pour presque toutes les situations. Il faut malgré tout souligner que toutes les descriptions proposées reposent sur la résolution de l'équation (1) qui résulte d'une description approchée du phénomène de dispersion hydrodynamique. Des progrès importants restent encore à faire dans les cas où l'adsorption est caractérisée par une isotherme non linéaire et par l'absence d'équilibre instantané. Les plus grandes lacunes apparaissent cependant pour les milieux non saturés qui représentent ainsi un champ de recherches considérable. Cette constatation ressort très nettement du tableau 1 où nous avons rassemblé la totalité des situations que nous avons examinées.

Il nous faut souligner l'incapacité des descriptions étudiées à tenir compte des modifications de la phase solide par la solution, bien qu'il s'agisse d'un aspect primordial pour les milieux non saturés. Ce problème a, bien sûr, retenu l'attention de plusieurs chercheurs, mais pas en ce qui concerne le transport des solutions, à notre connaissance tout au moins. Le rôle de la porosité mérite aussi d'être approfondi. Il nous semble cependant que les progrès importants restent plus à faire dans la mesure et la description des caractères de la porosité que dans son introduction dans l'équation de transport, qui peut se faire, au besoin, par des procédés numériques. Ces derniers sont d'ailleurs les seuls permettant d'obtenir une solution quand le système devient compliqué, comme c'est le cas avec les équilibres d'adsorption non instantanés ou les isothermes d'adsorption non linéaires. De plus, il est absolument évident qu'ils représentent le seul moyen de décrire les effets d'autres phénomènes comme des réactions chimiques, des précipitations, des dissolutions ou encore des transports par voie biologique. Le développement des méthodes de calcul numérique appliqué aux phénomènes de transport dans le sol a pour conséquence la nécessité d'effectuer de nombreuses mesures. Celles-ci doivent permettre d'obtenir des tables de valeurs reliant les paramètres qui déterminent le transport aux diverses propriétés du milieu étudié.

Reçu pour publication en janvier 1974.

TABLEAU I

Les solutions étudiées

Transport	Convection						X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Diffusion	X	X	X	X								X	X	X	X	X	X
Adsorption	Équilibre	Instantané		X	X			X	X	X					X	X		
		Non instantané				X					X	X					X	X
	Isotherme	Linéaire		X		X		X			X				X		X	
		Non linéaire			X					X		X				X		X
Source ou puits										X				X				
Solutions milieux saturés			A	A	N	N		A	AN	N	A	AN	A	A	A	N	AN	N
Références. Paragraphe			II-A	III-A	III-A	III-A		III-B-1	III-B-1	III-B-1	III-B-2 *a*	III-B-2 *b*	II-B-1	II-B-2	III-C-1 *a*	III-C-1 *b*	III-C-2	III-C-2
Solutions milieux non saturés							N						N					
Références. Paragraphe							IV-A											

A : Solution analytique.
N : Solution numérique.

SUMMARY

MATHEMATICAL DESCRIPTION OF TRANSPORT OF AQUEOUS SOLUTIONS IN POROUS MEDIA

This review presents some mathematical descriptions of solute transport through porous media. First, the different aspects of this transport are introduced by mean of examples taken from the published experimental results. One can see that the movement of solutes in aqueous solutions depend on the physical and physico-chemical properties of the porous media and also on the hydrodynamic flux characteristics.

All the mathematical description given in the text are based on a model where the flux due to the mechanical dispersion is proportionnal to the concentration gradient. As a consequence it appears that the hydrodynamic dispersion coefficient can be expressed by a linear function of the mechanical dispersion coefficient and of the molecular diffusion coefficient. When the porous medium is adsorbent the meanning of the hydrodynamic dispersion coefficient becomes more complex. Nevertheless, the analytical description is still possible provided the adsorption is linear and instantaneous. When it is not the case, numerical analysis approach is necessary. It is also the only possible way for the description of the part played by the porosity and the transport in unsaturated media. Some aspects concerning the last problems are also examined.

ZUSAMMENFASSUNG

MATHEMATISCHE BESCHREIBUNG DER ÜBERTRAGUNGSVORGÄNGE BEI WÄSSRIGEN LÖSUNGEN IM PORÖSEN MILIEU. BIBLIOGRAPHISCHE ÜBERSICHT

Diese Übersicht behandelt mehrere mathematische Beschreibungen der Übertragung von wassergelösten Stoffen durch poröse Milieus. Die verschiedenen Aspekte dieser Übertragung werden vorerst an Hand von Beispielen, die aus veröffentlichten experimentellen Daten gewählt worden waren, eingeführt. Somit konnte festgestellt werden, dass die Verlagerung des gelösten Stoffs von den physikalischen und physikalisch-chemischen Eigenschaften des porösen Milieus (z. B. Porosität, Adsorptionsfähigkeit) sowie von den Charakteristiken des hydrodynamischen Flusses abhängt.

Alle dargelegten mathematischen Beschreibungen beruhen auf einem Modell, in welchem angenommen wird, dass der von der mechanischen Dispersion herrührende Fluss dem Konzentrations-gradienten proportional ist. Daraus folgt, dass der hydrodynamische Dispersionskoeffizient mittels einer linearen Funktion des molekularen Diffusionskoeffizienten und des mechanischen Dispersionskoeffizienten ausgedrückt werden kann. Wenn das poröse Milieu den untersuchten gelösten Stoff adsorbiert, dann wird die Definition des hydrodynamischen Dispersionskoeffizienten komplexer. Eine analytische Beschreibung ist jedoch weiterhin möglich, wenn die Adsorption linear und augenblicklich ist. Wenn dies nicht der Fall ist, dann muss zu numerischen Rechenmethoden greifen. Dies wird auch notwending, wenn der Einfluss der Porosität und des Durchflusses im nicht gesättigten Milieu bequem beschrieben werden soll. Einige Problem des zuletzt erwähnten Fragenkomplexes werden ebenfalls untersucht.

РЕЗЮМЕ

Математическое описание явлений транспорта водных растворов в пористой среде. — Библиографическая заметка.

Р. КАЛЬВЕ, Ф. ГРАФФЕН.

Данный труд приводит несколько математических описаний транспорта растворенных в воде тел, через пористую среду. Рассматриваются,

прежде всего, различные аспекты этого транспорта, с помощью примеров выбранных среди опубликованных экспериментальных результатов. Таким образом, можно констатировать что перемещение растворенных веществ зависит от физико-химических свойств пористой среды (например пористость, сила адсорбции), и от характера гидродинамического потока. Все представленные математические описания опираются на одну модель, в которой принимается что поток вызванный механической дисперсией, пропорционален градиенту концентрации. Из этого следует, что коэффициент гидродинамической дисперсии может быть выражен в этом случае при помощи линейной функции коэффициента молекулярной диффузии и коэффициента механической дисперсии. Когда пористая среда выказывает свойства адсорбции по отношению к изучаемому растворенному веществу, значение коэффициента гидродинамической дисперсии становится более сложным. Но и тогда еще возможно аналитическое описание, в случаях линейной и мгновенной адсорбции. В противных случаях необходимо применять методы цифрового рассчета. Применение этих методов является также единственно возможным для удобного описания влияния порозности и движения в ненасыщенной среде. Рассматриваются в данной работе и некоторые аспекты связанные с этими последними проблемами.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ADDA Y., PHILIBERT J., 1966. *La diffusion dans les solides.* 1 268 p., Presses Universitaires de France.

ARIS R.,1956. On the dispersion of a solute in a fluid flowing through a tube. *Proc. Roy. Soc.* London. A **235**, 67-77.

BIGGAR J. W., NIELSEN D. R., 1967. Miscible displacement and leaching phenomena. In *irrigation of Agricultural Lands.* Am. Soc. of Agronomy. Madison. Wis., 254-274.

BRENNER H., 1962. The diffusion model of longitudinal mixing in beds of finite lenght. Numerical values. *Chem. Eng. Sci.*, **17**, 229-243.

BRESLER E., HANKS R. J., 1969. Numerical method for estimating simultaneous flow of water and salts in unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **33** (6), 827-832.

BRUCE R. R., KLUTE A., 1956. The measurement of soil moisture diffusivity. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **20**, 456-462.

CALVET R., 1967. La diffusion dans les systèmes argile-eau. II. Diffusion des cations. *Ann. agron.*, **18** (4), 429-444.

CARY J. W., MAYLAND H. F., 1972. Salt and water movement in unsaturated frozen soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **36** (4), 549-555.

COREY J. C., NIELSEN D. R., Don KIRKHAM., 1967. Miscible displacement of nitrate through soil columns. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **31**, 497-501.

CRANK J., 1964. *The mathematics of diffusion.* 345 p., Clarendon Press, Oxford.

DAGAN G., 1967. Hydrodynamic dispersion in a nonhomogeneous porous column. *J. Geophys. Res.* **72**, 4075-4080.

DAVIDSON J. M., RIECK C. E., SANTELMANN P. W., 1968. Influence of water flux and porous material on the movement of selected herbicides. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **32**, 629-633.

DE WIEST R. J. M., 1969. *Flow through porous media.* 530 p., Academic Press. New York.

DRANOFF J. L., LAPIDUS L., 1958. Multicomponent ion exchange columns calculations. *Ind. Eng. Chem.*, **50**, 1648-1653.

ELRICK D. E., ERH K. T., KRUPP H. K., 1966. Application of miscible displacement techniques to soils. *Water. Res. Res.*, **2**, 717-728.

GLUECKAUF E., 1955. Theory of chromatography. Point 9. The theoritical plate concept in column separations. *Trans. Farad. Soc.*, **52**, 34-44.

GREEN R. E., RAO P. S. C., COREY J. C., 1972. Solute transport in aggregated soils : tracer zone shape in relation to pore-velocity distribution and adsorption. Fundamentals of transport phenomena in porous media. *Proc. 2nd Symp. Univ. Guelph.*, vol. 2, 732-752.

HELFERICH F., 1962. *Ion exchange.* 624 p., McGraw-Hill, New York.

HOUGHTON G., 1964. The additivity of rate and diffusion phenomena in continuous chromatography. *J. chromatog.*, **15**, 5-8.

LAPIDUS L., AMUNDSON N. R., 1952. Mathematics of adsorption in beds. VI. The effect of longitudinal diffusion in ion exchange chromatographic columns. *J. Phys. Chem.*, **56**, 984-988.

LANWSON D. W., ELRICK D. E., 1972. A new method for determining and interpreting dispersion coefficients in porous media. Fundamentals of transport phenomena in porous media. *Proc. 2nd Symp. Univ. Guelph.*, vol. 2, 753-777.

LINDSTRÖM F. T., HAQUE R., FREED V. H., BOERSMA L., 1967. Theory on the movement of some herbicides in soils. *Environ. Sci. tech.*, **1**, 561-565.

LINDSTRÖM F. T., BOERSMA L., STOCKARD D., 1968. A theory on the mass transport of previously distributed chemicals in a water saturated sorbing porous medium. *Soil Sci.*, **112** (5), 291-300.

LINDSTRÖM F. T., BOERSMA L., 1970. Theory of chemical transport with simultaneous sorption in a water saturated porous medium. *Soil Sci.*, **110** (1), 1-9.

LINDSTRÖM F. T., BOERSMA L., 1971. A theory of mass transport of previously distributed chemicals in a water saturated sorbing porous medium. *Soil Sci.*, **111** (3), 192-199.

LINDSTRÖM F. T., BOERMAL L., STOCKARD D., 1971. A theory on mass transport of previously distributed chemicals in a water saturated sorbing porous medium ; isothermal cases. *Soil Sci.*, **112** (5), 291-300.

NYE P. H., 1966. The measurement and mechanism of ion diffusion in soil. I. The relation between self-diffusion and bulk diffusion. *J. Soil Sci.*, **17** (1), 16-23.

PASSIOURA J. B., 1971. Hydrodynamic dispersion in agregated media. I. Theory. *Soil Sci.*, **111** (6), 339-344.

PASSIOURA J. B., ROSE D. A., 1971. Hydrodynamic dispersion in agregated media. II. Effect of velocity and agregate size. *Soil Sci.*, **111** (6), 345-351.

PFANNKUCH H. U., 1963. Contribution à l'étude des déplacements des fluides miscibles dans un milieu poreux. *Revue de l'institut Français du Pétrole*, **18**, 215-268.

PORTER L. K., KEMPER W. D., JACKSON R. D., STEWART B. A., 1960. Chloride diffusion in soil as influenced by moisture content. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **24**, 460-463.

REINIGER P., 1970. *Movement and exchange of sodium and calcium in calcareous and gypseous soils.* These 172 p., Université hébraïque, Israël.

ROSE D. A., PASSIOURA J. B., 1971. The analysis of experiment on hydrodynamic dispersion. *Soil Sci.*, **111** (4), 252-258.

SAFFMANN P. G., 1960. Dispersion due to molecular diffusion and macroscopic mixing in flow through a net work of capillaries. *J. Fluid. Mech.* **7**, 194-208.

SCHWARTZ C. F., SMITH J. M., 1953. Flow in packed beds. *Ind. Eng. Chem.*, **45**, 1209-1218.

SUNG HO LAI., JURINAK J. J., 1972. The transport of cations in soils columns at different pore water velocities. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **35** (6), 894-899.

WARRICK A. W., BIGGAR J. W., NIELSEN D. R., 1971. Simultaneous solute and water transfert for an unsaturated soil. *Water. Res. Res.*, **7** (5), 1216-1225.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 157-177.

LIMITES D'UTILISATION D'UN MODÈLE DE COMPORTEMENT DU SOL SOUS CULTURE IRRIGUÉE POUR SIMULER LE FONCTIONNEMENT DU SOL COMME SYSTÈME ÉPURATEUR

Ph. GRAFFIN (1)

Station d'Agronomie,
Centre national de Recherches agronomiques, I. N. R. A.,
78000 Versailles

RÉSUMÉ

La résolution de certains problèmes — c'est le cas de nombreux problèmes liés à l'environnement — implique de déterminer la résultante de phénomènes dépendants pour une gamme étendue de combinaisons de facteurs. Pour cela, plutôt que de recourir à la méthode expérimentale classique, il est préférable d'utiliser la méthode de simulation numérique qui permet, grâce à la puissance de calcul d'un ordinateur, de faire une expérimentation sur un modèle de la réalité où les phénomènes pris en compte et les liaisons qui existent entre eux sont représentés par un ensemble de relation logiques — mathématiques ou numériques.

Dans le but d'établir un modèle de ce type pour prévoir les résultats de l'épuration par le sol de déchets organiques ainsi que les répercussions sur l'environnement — composition des eaux de drainage, modification de la composition du sol —, l'auteur discute l'utilisation d'un modèle de simulation du sol sous culture irriguée établi par des chercheurs américains, rendant compte des phénomènes suivants : circulation de l'eau en conditions non saturantes, échanges ioniques entre la phase solide et la phase liquide, déplacement des éléments solubles, transformation des matières organiques en conditions aérobies, absorption de l'eau et des nitrates par les plantes.

La confrontation des hypothèses du modèle sol-irrigué aux réalités particulières habituelles des épandages (simultanéité d'apport d'eau, de matières organiques fermentescibles, d'éléments minéraux ; apports élevés de matières organiques fermentescibles ; phase liquide contenant des matières en suspension) fait conclure que le modèle de DUTT n'est pas transposable pour établir un modèle général de l'épandage : il n'est pas applicable aux épandages d'effluents riches en matières en suspension. Il n'est pas non plus applicable aux épandages apportant des quantités élevées de matières organiques fermentescibles dont les conditions entraînent une évolution en milieu anaérobie. Le modèle pourrait, par contre, être utilisé pour simuler l'épandage de quantités modérées de matières organiques — l'ordre de grandeur des pratiques agricoles classiques — de même que des traitements tertiaires à faible charge volumique.

Enfin, pour l'établissement d'un modèle général de l'épandage, plusieurs parties du programme de calcul du modèle américain pourraient être utilisées.

(1) Adresse actuelle : DG VI. Div. Structures et Environnement agricole. Communautés Européennes. 200, Rue de la Loi, Bruxelles 1040.

I. — INTRODUCTION

Les activités humaines ont souvent des conséquences néfastes pour l'environnement qui évolue parfois de façon irréversible. Dans ces conditions, il est nécessaire de connaître les répercussions de ces activités de façon à maîtriser l'évolution du milieu qui nous entoure.

Parmi les problèmes qui se posent pour établir un contrôle de cette évolution, il en est qui sont dus au fait que des produits nouveaux dont le comportement n'est pas connu ont été introduits dans le milieu naturel : pesticides, déchets radioactifs, détergents, métaux lourds.

Une autre source de difficultés, celle-ci beaucoup plus générale, provient du fait que les effets que l'on veut contrôler constituent la résultante de tout un ensemble de phénomènes. C'est ainsi que, dans certaines conditions, les phénomènes fondamentaux peuvent être assez bien connus sans qu'on soit pour autant capable de traiter les problèmes mettant en cause leur résultante. C'est le cas de l'entraînement des nitrates, dont on sait encore peu de chose, alors que des études substancielles ont déjà été faites sur la circulation de l'eau, la décomposition de la matière organique, l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par les plantes.

Ce n'est pas un hasard si une partie des connaissances en Agronomie, comme dans d'autres disciplines, semble demeurer cloisonnée, et si les synthèses qui les rendent opératoires sont rares. L'utilisation exclusive d'un certain type de démarche expérimentale paraît être à l'origine de cette situation.

On sait que l'établissement des relations causales auxquelles conduit la méthode expérimentale assure une connaissance approfondie et rigoureuse. Mais en même temps, pour atteindre ce but, l'expérimentateur est souvent amené à isoler un phénomène, à réduire le champ couvert par ce dernier et à n'étudier l'action que de quelques facteurs à la fois. Si on a recours exclusivement à cette méthode, il n'est pas possible de donner une réponse aux problèmes mettant en cause les liaisons entre plusieurs phénomènes ou l'action résultant d'un groupe de facteurs.

Or les problèmes liés à l'environnement se rapportent à des situations où presque toujours plusieurs phénomènes interagissent.

Dans le système eau-sol-plante, le ruissellement et le drainage constituent deux données dont le contrôle est essentiel du fait que les bassins versants des cours d'eau et les périmètres d'alimentation des nappes ont bien souvent une utilisation agricole dominante. Dans cet exemple, le débit et la composition de l'eau qui est entraînée en profondeur — éléments qui caractérisent le drainage — sont les résultats de différents phénomènes liés entre eux : le mouvement de masse de la phase liquide dans le sol, le mélange de l'eau des précipitations et des irrigations avec la solution du sol, la minéralisation de la matière organique et la réorganisation de certains éléments, les échanges entre la phase liquide et la phase solide, l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par les plantes. La plupart de ces fonctions ont déjà été étudiées mais suivant des approches sectorielles. A l'heure actuelle, les connaissances sur la structuration d'ensemble de ces différentes fonctions, de même que les valeurs chiffrées se rapportant à leur résultante globale, sont peu développées pour les premières et rares pour les secondes.

Or, pour plusieurs raisons, les agronomes auront à déterminer ces valeurs assez rapidement. Dès lors, deux voies sont possibles.

La première, empruntant la méthode expérimentale, consiste à établir ces résultats sur des dispositifs en vraie grandeur. A cette attitude, correspond de façon quasi obligée, un réseau d'essais multi-locaux et de longue durée, mettant en expérimentation un grande nombre de paramètres.

De plus, ces expériences permettent difficilement de mettre en évidence les conséquences à long terme, ce qui limite l'intérêt de ce type d'étude.

La seconde consiste à calculer un résultat sur un modèle de simulation numérique en utilisant, après l'avoir validé, un assemblage fonctionnel de relations logiques, mettant en cause des relations (mathématiques ou prenant en compte directement des tableaux de valeurs) explicitant les différentes fonctions s'exerçant dans le système. L'introduction des valeurs numériques qui caractérisent les paramètres des fonctions permet de calculer une solution numérique qui exprime les effets des différentes fonctions.

C'est cette deuxième voie que nous allons présenter ici en décrivant, après un rappel des principes et méthodes de l'analyse de système et de la simulation numérique, un exemple de modèle de simulation du système eau-sol-plante, et en discutant ses applications.

II. — LA MÉTHODE DE SIMULATION NUMÉRIQUE

Cette méthode présente deux grandes caractéristiques originales. Elle permet de rendre compte simultanément de plusieurs phénomènes ainsi que des liaisons qui existent entre eux. Elle permet, d'autre part, de calculer des valeurs numériques parce que les phénomènes pris en compte sont représentés par des relations logiques, mathématiques ou numériques. Pour ces deux raisons, elle permet de calculer la valeur numérique de la résultante de plusieurs phénomènes.

a) *Analyse de système.* La modélisation commence par une analyse de système. Ce type d'analyse a pour but de rendre compte du fonctionnement d'un système (du sol considéré comme système épurateur, par exemple). Elle aboutit, après avoir défini les limites du système et son objectif, à dresser l'inventaire des phénomènes mis en jeu et des liaisons qui existent entre ces phénomènes. Dans une première étape, on peut se contenter de construire l'organigramme où sont uniquement indiqués l'existence et le sens des liaisons (schématisées par une flèche).

Cette analyse oblige à faire une réelle synthèse des connaissances et des observations déjà acquises. On ne peut, en effet, se contenter d'une suite de descriptions des fonctions individualisées ; on doit absolument y ajouter la description des liens entre ces fonctions. Généralement, l'étude de ces liens a été, par principe même, rejetée de l'étude sectorielle des fonctions, et il faut y suppléer par une recherche vraiment originale.

b) La deuxième étape est alors *la quantification de cet organigramme*, sa transformation en un modèle mathématique, donc numérique. On peut traduire selon

le principe de la « boîte noire » (1) (ou de la « boîte grise » quand les connaissances sont plus élaborées) le résultat du fonctionnement global des phénomènes. Mais une étude nouvelle est très souvent nécessaire pour traduire numériquement les liaisons entre fonctions ; on est également souvent obligé de faire appel à des hypothèses simplificatrices qu'on ne pourra éliminer qu'après une première utilisation du modèle. C'est d'ailleurs sur l'expression de ces liaisons, que porteront avant tout les contrôles et les améliorations réalisées par la suite.

c) On peut alors utiliser le modèle pour *reconstituer le fonctionnement du système.* Il peut s'agir d'une simple addition algébrique des résultats de bilans des différentes fonctions ; les sorties de l'une correspondant aux entrées d'une ou de plusieurs autres. C'est le cas d'une succession de réactions chimiques sans interactions. Plus souvent, on aura à chercher par résolutions successives la situation d'équilibre entre les différentes réactions dépendantes (exemple : évolution de l'azote représentée par une série de réactions réversibles entre plusieurs composés, cf infra transformation de l'azote).

d) Enfin, on procède *au contrôle du modèle et à son amélioration* en comparant les résultats mesurés dans des situations définies et ceux qu'il propose quand on lui fait rendre compte des mêmes situations. Cette étape essentielle vise à juger de la validité des simplifications et des hypothèses utilisées. Elle peut aussi permettre de hiérarchiser ces fonctions et leurs liens par l'utilisation répétée du modèle avec différentes configurations des données de base et des paramètres. Par exemple, si, en faisant varier sur une grande plage de valeurs certains paramètres, on ne modifie que peu les résultats généraux, on pourra, peut être, négliger l'étude des phénomènes correspondants (test de sensibilité).

La méthode de simulation numérique est donc caractérisée par la rapidité et la souplesse. Pourtant son principal avantage n'est pas l'économie, mais le renouveau qu'elle provoque dans des domaines de recherche étudiés depuis longtemps. L'effort de synthèse préalable à la construction de l'organigramme, puis du modèle numérique, la vision originale du système en fonctionnement mettant en évidence les points particulièrement importants, attirent l'attention sur des phénomènes originaux. Toute cette exploitation des connaissances déjà acquises, mais mises en relation, reprises sous un angle entièrement nouveau, ne peut manquer de porter ses fruits.

III. — EXEMPLES DE MODÈLE DE SIMULATION DU SYSTÈME EAU-SOL-PLANTE

L'examen de la bibliographie montre que les modèles de simulations du système eau-sol-plante sont encore très peu nombreux. Parmi le petit nombre de ceux qui existent, rares sont ceux qui rendent compte de l'ensemble des phénomènes fondamentaux dont le sol est le siège : mouvement de l'eau et des éléments solubles,

(1) Faire fonctionner un système selon le principe de la boîte noire revient à ne considérer qu'une correspondance, généralement empirique, entre les entrées et les sorties du système, sans s'intéresser au fonctionnement du système lui-même.

échanges entre la phase liquide et la phase solide, évolution des matières organiques, absorption de l'eau et des éléments minéraux par les plantes.

Le modèle de De Witt et Van Keulen (1972) simule les phénomènes de transport d'énergie (chaleur) et de matière (eau, sels, ions) dans le sol mais ne rend pas compte des phénomènes d'échange ni des phénomènes biologiques. Le modèle de Tanji *et al.* (1972), mis au point dans le cadre de recherches sur les sols salés, simule le mouvement de l'eau, les échanges ioniques, la dissociation des molécules, la solubilisation et l'insolubilisation des sels. Enfin, dans le groupe des modèles physiques et physico-chmimiques, il faut mentionner le modèle de Chiang *et al.* (1973) qui simule l'entraînement des nitrates en conditions hivernales (mouvement de l'eau en condition saturante, nitrates biologiquement stables).

En comparaison, la simulation des phénomènes biologiques apparaît comme un domaine où les études sont moins nombreuses et moins approfondies. Celles dont nous avons eu connaissance ont été motivées par des problèmes liés à l'environnement. Certains modèles se rapportent à des situations particulières, tel celui de Choi *et al.* (1972), mis au point pour contrôler le ruissellement émis par les parcs à bétail dans les élevages concentrés de plein air. Le modèle simule la diffusion et l'évolution des matières organiques oxydables solubles, dans un système poreux saturé recouvert d'une lame d'eau.

Un modèle de portée plus générale est celui de Haith (1973) qui simule l'épandage des déchets organiques dans le sol (boues de stations d'épuration, lisiers d'élevages concentrés, eaux résiduaires d'industries agricoles). Le modèle détermine les conséquences économiques (« agricultural benefits ») et les répercussions sur la composition des eaux de drainage — teneur en nitrates — de différents systèmes d'épandage. Il rend compte du mouvement de l'eau et des nitrates, de l'évolution de la matière organique et de l'absorption de l'eau et des nitrates par les plantes. Toutefois, la formulation mathématique de ces phénomènes est établie au prix de simplifications très importantes, ce qui amène à utiliser des pas de temps de 1 mois et un système de relations approchées. Le modèle de Dutt (1972) mis au point après un premier modèle de simulation des phénomènes physiques et physico-chimiques dans le sol, a l'intérêt de rendre compte des phénomènes dont le système eau-sol-plante est le siège, d'une façon plus analytique, et n'a pas, au départ, le caractère d'une application.

IV. — LE MODÈLE DE DUTT

A. — *But et performances du modèle de* Dutt

Le modèle présenté ici a été publié en 1972 par une équipe de la Station d'Expérimentation agricole de l'Université d'Arizona (U. S. A.) : Dutt, Shaffer et Moore. Il simule le fonctionnement du sol en culture irriguée en tenant compte des apports d'eau, d'éléments fertilisants, de matières organiques et du type de plante. Il calcule, dans le temps, la répartition de l'eau et des éléments solubles à différents niveaux du sol ainsi que les flux correspondants. Les résultats fournis par le modèle intégrent les effets des phénomènes suivants :

— le mouvement de masse de la solution du sol en régime non saturant ;
— l'évapotranspiration et l'évaporation par la surface du sol ;
— les échanges d'éléments minéraux entre la phase liquide et la phase solide du sol ;
— les transformations de l'azote : hydrolyse de l'urée, ammonification, réorganisation de NH_4, nitrification et réorganisation de NO_3 ;
— l'absorption des nitrates par les racines ;
— le déplacement avec mélange des éléments solubles.

B. — *Hypothèses fondamentales*

Il est admis que les phénomènes d'échange et de transformation n'ont pas d'action sur le phénomène de mouvement de masse de la phase liquide. Cette première hypothèse permet de concevoir un modèle isolé traitant du mouvement de l'eau. Les sorties de ce modèle servent alors d'entrées dans le modèle bio-physico-chimique traitant les échanges et les transformations. Dans ce second modèle, il est admis que les phénomènes sont indépendants. Ceci revient à admettre que la teneur en éléments échangeables et la garniture ionique du complexe absorbant ne modifient pas la nature et la cinétique des transformations de l'azote. Toutefois, le modèle fournit pour NH_4 une valeur numérique résultant des effets d'échange et de transformations.

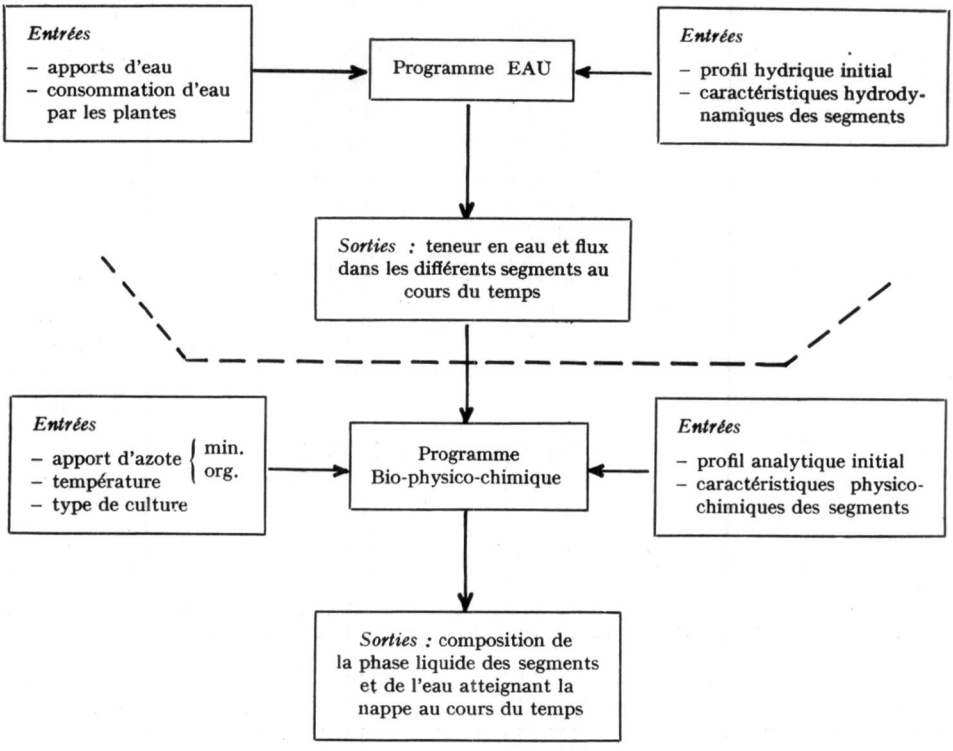


FIG. 1. — *Organigramme général du modèle*

C. — *Caractéristiques du système eau-sol-plante considéré*

Le système considéré se rapporte à un sol cultivé reposant sur une nappe à niveau constant dans lequel le mouvement de l'eau est exclusivement vertical.

Le volume et la composition chimique des apports d'eau (pluies, irrigation), les apports de matière organique et d'engrais azoté, le profil analytique (eau et éléments chimiques) du sol au temps initial constituent *les entrées* du modèle. L'absorption de l'eau et des nitrates par les plantes, calculée de façon indépendante, figure également dans les entrées.

Le volume et la composition de l'eau atteignant la nappe constituent *les sorties*.

La *variation d'état* du système est décrite par le volume, la répartition et la composition de la solution du sol ainsi que par la teneur en éléments échangeables et en azote organique.

L'unité spatiale considérée est une ligne de flux verticale, limitée par la partie supérieure du sol et par la partie supérieure de la nappe. Ceci permet une représentation monodimensionnelle du mouvement de masse de la phase liquide et facilite les calculs. Cette ligne de flux est divisée en segments successifs à l'intérieur desquels les paramètres des fonctions considérées ont des valeurs constantes ou varient dans le temps de façon homogène (conductivité et diffusivité pour l'eau, température).

Ceci se traduit par l'organigramme suivant, qui schématise la procédure de calcul.

D. — *Description succincte des différents programmes et sous-programmes*

a) *Le programme eau* calcule la teneur en eau dans chaque segment du système ainsi que le flux entre deux segments voisins à partir de l'équation différentielle du mouvement de l'eau en milieu non saturé :

1. *Équation différentielle du déplacement de l'eau :*

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x}\left(D\,\frac{\partial \theta}{\partial x} - K\right) - S$$

où θ est la teneur en eau volumique ;

D et K sont respectivement la diffusivité et la conductivité pour l'eau non saturante ;

S est une fonction « puits » traduisant l'absorption hydrique du système racinaire par unité de temps et de volume de sol ;

D et K sont des fonctions univoques de la teneur en eau. Les valeurs $D(\theta)$ et $K(\theta)$, déterminées expérimentalement au préalable pour le type de sol considéré, sont enregistrées et appelées au moment des calculs. Il en est de même pour les valeurs de la consommation d'eau par les plantes. Les valeurs de la consommation en eau tirées d'essais aux champs sont regroupées en paliers, pour des périodes de 15 jours, puis ramenées à la journée et réparties entre les segments du sol proportionnellement à la densité — supposée constante — du système racinaire. Un terme correctif est adjoint pour rendre compte de la cessibilité réduite de l'eau aux faibles teneurs dans le sol.

2. *Conditions initiales et aux limites.*

Le programme calcule une solution numérique de l'équation différentielle par la méthode des différences finies, calcul facilité par le choix des conditions aux limites :

— flux nul en surface en présence d'une culture, excepté pendant les périodes d'apport pour lesquelles on admet alors que la teneur en eau du segment supérieur reste constante ;

— teneur en eau constante à la base (de côte constante) du dernier segment.

Les conditions initiales sont fournies par le profil hydrique du temps o. Le calcul est effectué pour des pas de temps de 0,1 jour. Un sous-programme de vérification, en sommant pour chaque jour les flux entre les deux derniers segments, contrôle que :

Drainage = Apport — Consommation — Variation de stock

b) *Le programme échange* calcule d'une part, la teneur d'un certain nombre d'éléments échangeables fixés sur le complexe absorbant et, d'autre part, la concentration des mêmes éléments en solution dans l'eau du sol. La construction du programme repose sur plusieurs hypothèses :

1. *Hypothèses :*

— il s'agit de sols à complexe saturé ;
— les vitesses des réactions d'échanges sont beaucoup plus grandes que celles de l'eau traversant le segment et que celles des transformations de l'azote ;
— la solution qui rentre dans un segment va atteindre un équilibre.

Ceci permet de ne considérer qu'un état initial et un état final reliés par des équations d'équilibre.

2. *Relations paramétriques et méthodes de calcul.*

Le programme de calcul est construit selon les principes suivants : On ne considère que des échanges binaires entre la phase solide et la phase liquide, tels que les échanges Ca^{++}-Mg^{++}, Ca^{++}-Na^{+}, Na^{+}-NH_4^{+}. Pour chaque couple d'ion, on calcule la variation des quantités adsorbées nécessaires pour atteindre un nouvel état d'équilibre à partir de l'état initial de chaque pas de temps, après que le flux dans la phase liquide, induit par les processus de mass-flow, de diffusion et de dispersion, ait modifié la composition de celle-ci. Pour chaque échange considéré, cette variation est calculée suivant une relation tirée de l'équation d'équilibre correspondant dont la validité a été testée préalablement dans des travaux consacrés aux échanges ioniques dans les sols : Dutt (1962) ; Dutt et Tansi (1962) ; Dutt et Donneen (1963) ; ces relations sont pour la plupart des équations du second degré de la forme :

$$AY^2 + BY + C = O$$

où Y est la variation de quantité adsorbée de chaque ion considéré, nécessaire pour atteindre l'équilibre,
A, B, C sont des paramètres dont la valeur numérique est calculée pour chaque état du système, à partir des constantes des équilibres considérés, de la force ionique de la solution et des coefficients d'activité des ions.

Dans le modèle, le calcul des variations de concentration est reconduit par approximations successives jusqu'à ce que la nouvelle composition de la phase solide et de la phase liquide qui en résulte, soit telle que les équations d'équilibre concernant les différents ions soient satisfaites simultanément.

c) *Le programme transformation* rend compte des transformations de l'azote sous l'action des micro-organismes et permet le calcul des teneurs en azote organique, uréique, ammoniacal et nitrique des segments. Cette partie du modèle qui est la plus complexe n'a pu être construite que suivant certaines hypothèses limitant le champ des transformations de l'azote et grâce à une méthode de calcul particulière.

1. *Hypothèses :*

— le système ne concerne que des sols basiques, ce qui élimine les réactions de transformation de l'azote en milieu acide ;
— l'humidité du sol reste comprise approximativement entre la capacité de rétention et le point de flétrissement, ce qui élimine les transformations en milieu anaérobie et les effets inhibiteurs de teneur élevée en eau sur certaines réactions ;
— le pH reste compris entre 7 et 8,5, domaine dans lequel la teneur en ions H^+ a une action constante sur les transformations de l'azote ;
— la fixation de l'azote atmosphérique, de même que la rétrogradation de NH_4^+, sont négligeables ;
— il n'y a pas d'accumulation de la forme nitreuse ;
— les populations microbiennes des sols satisfaisant à ces hypothèses répondent de la même façon aux paramètres des transformations de l'azote ;
— la composition chimique du sol n'a pas d'action sur les transformations de l'azote, en dehors, bien sûr, des teneurs en azote ;
— il n'y a pas de perte d'azote sous forme gazeuse, ce qui est compatible avec la gamme d'humidité que l'on considère et le mode d'apport des engrais azotés qui est une autre condition culturale du système.

Dans ces conditions, *les chemins des transformations* de l'azote sont les suivants :

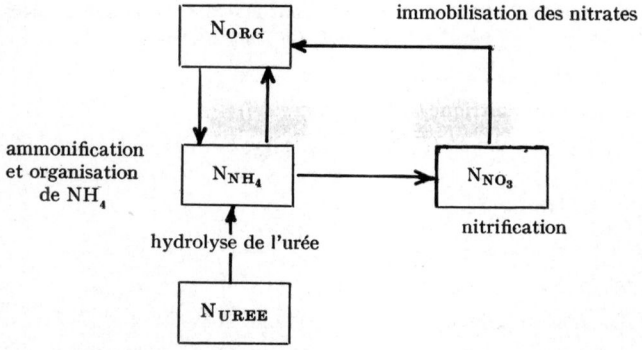


FIG. 2. — *Chemin des transformations de l'azote*

Quatre transformations sont donc retenues :

— hydrolyse de l'urée aboutissant à la formation de NH_4 ;
— transformation de NH_4 en terme final NO_3 : nitrification ;
— réorganisation des nitrates ;
— la transformation réversible : ammonification de l'azote organique, réorganisation de NH_4.

2. *Relations paramétriques explicitant les transformations de l'azote.*

Une difficulté de principe tient au fait que ces transformations ne sont ni très lentes par rapport à la vitesse de déplacement de la phase liquide, ni très rapides par rapport aux réactions d'échanges pour lesquelles on peut admettre qu'un état d'équilibre est atteint instantanément. Pour calculer des valeurs numériques, il est nécessaire de disposer des équations traduisant la cinétique des transformations. Très peu ont été établies, mais par contre, il y a de nombreux résultats sur la nitrification ou l'hydrolyse de l'urée par exemple, obtenus pour certaines combinaisons de conditions expérimentales. Une étude statistique de ces résultats a permis aux auteurs, en utilisant l'analyse progressive de variance, d'établir des cinétiques de transformations simplifiées, en retenant les variables explicatives les plus importantes. Une série d'expériences d'incubation leur a ensuite permis d'ajuster les coefficients de ces équations, pour aboutir à la forme suivante [1] :

— *Équation d'hydrolyse de l'urée.*

Taux journalier d'hydrolyse de l'urée (p.p.m. N/j)

$$= C + b_1 \times \log (\text{Temp}) + b_2 \times \log (N_{\text{urée}})$$

où $C = 4{,}13 \times 10^2$;
$b_1 = -1{,}56 \times 10^2$;
$b_2 = -1{,}53 \times 10^2$.

— *Équation de minéralisation-réorganisation d'azote.*

Taux journalier d'azote minéralisé ou immobilisé (p.p.m. N/j)

$$= C + b_1 \times \text{Temp} + b_2 \times (N_{org}) + b_3 \times \log (N_{NH_4^+})$$

où $C = 8{,}92 \times 10^{-1}$;
$b_1 = 2{,}16 \times 10^{-3}$;
$b_2 = 2{,}70 \times 10^{-2}$;
$b_3 = 3{,}92 \times 10^{-1}$.

Cette équation permet de calculer la valeur absolue de la variation de teneur en azote ammoniacal. Son signe est déterminé par une relation établie expérimentalement faisant intervenir la valeur du rapport C/N des matières organiques présentes. Lorsque C/N > 23, le signe est négatif : il y a réorganisation de l'azote ammoniacal. Lorsque C/N < 23, le signe est positif :

[1] Les quantités entre parenthèses expriment les concentrations ; la quantité (Temp) représente la température en degrés centigrades.

il y a minéralisation d'azote et formation d'azote ammoniacal. Le résultat calculé par l'équation ci-dessus est ensuite multiplié par un coefficient dont les valeurs — déterminées dans une expérimentation préalable — dépendent de la valeur du rapport C/N.

— *Équation de nitrification de l'azote ammoniacal.*

Taux journalier d'azote nitrique formé (p.p.m. N/j)

$$= C + b_1 \times \text{Temp} \times (N_{NH_4^+}) + b_2 \times \log (N_{NH_4^+}) + b_3 \times \log (NO_3^-)$$

où $C = 4{,}64$;
$b_1 = 1{,}62 \times 10^{-3}$;
$b_2 = 2{,}38 \times 10^{-1}$;
$b = -2{,}51$.

— *Équation de réorganisation des nitrates.*

Taux journalier d'azote nitrique réorganisé (p.p.m. N/j)

$$= b_1 \times \text{Temp}/(\text{Norg})^2 + b_2 \times \exp (\text{Temp}) + b_3 \times [\text{Temp} \times (\text{N org}) - (N_{NO_3^-})]/(N_{org})$$

où $b_1 = 1{,}52$;
$b_2 = 3{,}23 \times 10^{-15}$;
$b_3 = 4{,}90 \times 10^{-3}$.

3. *Organigramme et méthode de calcul.*

Les entrées et les sorties du sous-programme transformation sont explicitées par le schéma suivant :

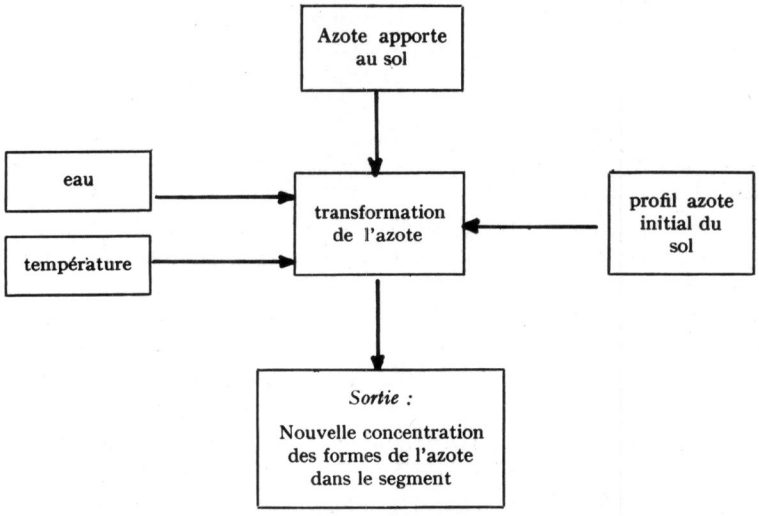


FIG. 3. — *Sous-programme de transformation de l'azote*

Le principe de calcul est de résoudre séparément chacune des équations pour un intervalle de temps donné, puis de renouveler l'opération avec un intervalle de temps de plus en plus réduit jusqu'à ce que les écarts entre les résultats successifs ne dépassent pas un certain seuil fixé *a priori* : 1 p.p.m. par exemple. Pratiquement, cela revient à diviser l'intervalle initial (0,1 jour) en 2 à 64 intervalles.

d) *sous-programme déplacement des éléments solubles.*

Le déplacement des éléments solubles est calculé en se basant sur la théorie des cellules de mélanges de LEEDS (1966). Entre deux segments adjacents, les quantités déplacées sont égales au produit de la valeur du flux de la phase liquide par la concentration de l'espèce soluble correspondante. Il est admis que la concentration en éléments solubles à la partie supérieure de la nappe est égale à celle du dernier segment de sol situé à la partie supérieure de la nappe et que les élé-

ments fertilisants apportés sont entraînés à partir de la surface du sol par les eaux d'irrigation ou les précipitations. La fertilisation est traitée comme une entrée d'éléments minéraux en solution, dans le premier segment du sol.

e) *Sous-programme consommation de nitrates par les plantes.*

Faute de connaître le coefficient de proportionnalité entre teneur en nitrates du sol et absoption des nitrates par la plante au cours de son développement, les auteurs tirent les valeurs de la consommation en nitrates d'une fonction établie expérimentalement. La consommation par segment de sol est alors proportionnelle à la densité du système racinaire, supposée constante. Les valeurs de la consommation sont établies par palier de quinze jours.

E. — *Validation du modèle*

Après cette phase de construction du modèle, une expérience de terrain a été entreprise dans laquelle les auteurs ont confronté les valeurs expérimentales et les valeurs numériques calculées par le modèle sur la base des données caractérisant les conditions de terrain. Cette phase de validation a amené les auteurs à effectuer des modifications dans la construction du modèle (partie mouvement de l'eau) et à ajuster certains coefficients (absorption des nitrates par les plantes). Ayant abouti, au terme de ces corrections, à une concordance satisfaisante entre les résultats du modèle et les résultats de terrain, les auteurs sont passés au stade d'utilisation du modèle.

F. — *Utilisation du modèle*

Un premier travail a consisté à établir, à moyen et long terme, sur une période de temps de plus de dix ans, les effets de différents niveaux de fumure azotée sur la qualité des eaux de drainage, et tout spécialement, la teneur en nitrates. Aux effets d'une fumure « normale » pour les agronomes, 110 kg N/ha, les auteurs comparent les effets d'une fumure excédentaire, 190 kg N/ha, et les effets d'une fumure réduite, 70 kg N/ha. Pour la situation modélisée — mise en culture irriguée de sols vierges de la Plaine de Californie — la prévision indique que, pour le niveau élevé de fertilisation, la concentration moyenne des eaux de drainage se stabilise autour de 70 p.p.m. d'azote (sous forme de NO_3) après les premières années. Quant aux deux autres traitements, au-delà d'une période de deux à trois ans, leurs résultats ne présentent plus de différence notable. L'évolution générale au cours du temps est une réduction de la teneur en nitrates jusqu'à un palier : la teneur moyenne en azote nitrique, de l'ordre de 50 p.p.m. après les deux ou trois premières années, diminue progressivement pour se situer, vers dix ans, à 10 p.p.m., niveau auquel elle se stabilise jusqu'à la fin de la période de 13 ans sur laquelle porte la prévision.

Dans les cas envisagés, les teneurs moyennes en nitrates atteignent ou dépassent soit le seuil critique pour l'eutrophisation des eaux de surface, soit le seuil de potabilité pour les êtres humains. On constate aussi qu'une réduction de la fumure azotée en deçà d'un certain seuil — ici 190 kg N/ha — permet une réduction des pertes en nitrates jusqu'à un seuil qui oscille entre 5 et 10 p.p.m. dans le modèle choisi. Le fait que la dose dite normale et la dose dite moitié conduisent à des pertes en nitrates sensiblement égales montre que les doses d'azote sont entièrement utilisées par le végétal, la décroissance obtenue au cours du temps devant être attribuée à l'appauvrissement des réserves minéralisables du milieu.

Cet exemple qui n'est pas unique parmi les données récemment publiées met l'accent sur la nécessité d'un contrôle de la qualité des eaux migrant dans le sol et montre l'intérêt de la démarche conduisant à établir un modèle prévisionnel rendant compte des phénomènes mis en jeu dans l'utilisation agronomique du sol.

Des travaux de ce type paraissent encore plus nécessaires lorsque le sol est utilisé comme système épurateur, comme dans le cas des épandages.

V. — TENTATIVE D'UTILISATION DU MODÈLE DE DUTT POUR SIMULER LE FONCTIONNEMENT DU SOL COMME SYSTÈME ÉPURATEUR

A. — *Épandages et traitements tertiaires*

La pratique de l'épandage utilise le sol comme système épurateur : c'est un procédé de traitement des déchets qui consiste à apporter sur le sol ou à y incorporer des résidus tels que : les eaux résiduaires d'Industries agricoles (sucreries, distilleries, conserveries, laiteries, etc.), les lisiers d'élevage concentrés, les boues microbiennes provenant des stations d'épuration des eaux usées.

On apporte ainsi au sol de l'eau et des éléments fertilisants, nécessaires, comme on le sait, au développement des plantes. D'autre part, la microflore du sol représente un puissant facteur de destruction vis-à-vis des matières organiques contenues dans ces déchets. Toutefois, cette utilisation n'est concevable qu'à condition que l'importance des apports soit limitée. Or pour des raisons techniques (transport), on recherche au contraire à apporter les quantités maximum, la seule limite étant de ne pas bloquer le fonctionnement du sol. Dans certains cas, on apporte au sol des eaux usées ayant subi une épuration plus ou moins poussée. C'est ce qui se produit lorsque les besoins en eau des plantes sont satisfaits avec des eaux d'irrigation provenant d'un système de traitement d'eaux usées (eaux usées domestiques, mélangées ou non à des eaux industrielles) ou bien encore, lorsqu'un traitement tertiaire par percolation dans le sol est envisagé pour éviter le rejet, dans les eaux de surfaces, d'eaux épurées en station biologique contenant à leur sortie d'usine des teneurs en nitrates et/ou en phosphates dépassant le seuil critique d'eutrophisation.

B. — *Paramètres de l'épuration par le sol*

Les résultats de l'épuration par le sol dépendent de nombreux paramètres :

— nature et composition de l'effluent ;
— caractéristiques du sol, permanentes (texture, capacité d'échange) ou variables (garniture cationique, activité microbiologique, température, humidité) ;
— quantités et rythmes d'apport de l'effluent ;
— précipitations qui peuvent entraîner les produits résultant de l'épuration ou l'effluent lui-même non épuré (pluie suivant un épandage).

On conçoit que l'efficacité du sol pour l'épuration et les conséquences de l'épandage sur l'environnement ne puissent se déduire seulement d'expérimentations sur

le terrain, car celles-ci ne peuvent prendre en compte tous les paramètres et leurs variantes. En particulier, comme le système fonctionne dans le milieu naturel, il importe de connaître l'influence du climat réel sur une séquence d'années assez longue.

On se trouve donc typiquement dans le genre de situation pour laquelle une simulation du fonctionnement du système épurateur est nécessaire pour juger de son efficacité et des conséquences à court et long terme que ce fonctionnement peut avoir sur l'environnement.

Compte tenu du travail et du temps nécessités par la mise au point d'un modèle, nous allons examiner maintenant comment on pourrait utiliser tout ou partie du modèle de DUTT pour simuler le fonctionnement du sol comme système épurateur.

Après avoir construit le diagramme de fonctionnement du sol comme système épurateur, nous examinerons si les hypothèses utilisées dans le modèle de DUTT sont compatibles avec les conditions de fonctionnement de ce système.

C. — *Diagramme de fonctionnement du sol comme système épurateur*

Le programme doit permettre, connaissant les valeurs d'entrée, de prévoir le changement d'état du système, le volume et la composition des eaux passant du système à son environnement :

— paramètres caractérisant les propriétés du sol intervenant dans le fonctionnement du système (conductivité hydraulique, capacité d'échange) et leur variation (conductivité hydraulique en fonction de l'humidité) ainsi que l'état initial du système (humidité, garniture cationique) ;

— paramètres décrivant les entrées et les sorties de matière et d'énergie par l'interface sol-atmosphère : eau, éléments minéraux, matière organique, chaleur.

D. — *Compatibilité des hypothèses du modèle de* DUTT *avec les conditions de l'épandage*

Remarquons que l'épandage d'eaux résiduaires brutes ou prétraitées est en effet parfaitement représenté par des apports d'eau, d'éléments minéraux et de matières organiques, éléments pris comme entrées du modèle présenté ci-dessus. Le diagramme de fonctionnement est pratiquement le même.

a) *Conditions particulières des épandages et position du problème.*

Cependant, si l'épandage reproduit bien de façon formelle des apports d'eau, d'éléments minéraux et de matière organique comme on en pratique dans une agriculture classique, les modalités de ces apports font que certaines conditions du milieu sol-plante qui prévalent dans les épandages sont particulières.

En premier lieu, les éléments minéraux et les matières organiques sont apportés en phase liquide, simultanément, avec des volumes de liquide parfois importants. Ceci entraîne de façon systématique un type différent de répartition des produits apportés et une évolution dont les premiers stades ont lieu dans un milieu à forte teneur en eau. D'autre part, la gamme des produits organiques et minéraux apportés est beaucoup plus diversifiée. Ceci entraîne un nombre plus important de réactions,

une diversité plus large des types d'évolution, et étend par là même le champ des interactions possibles. Enfin, pour un résidu donné, la distribution relative des composés minéraux et organiques peut varier de façon importante d'un apport à un autre.

Dans ces conditions, il faut se demander si on peut rendre compte de façon satisfaisante du fonctionnement du sol système épurateur, en retenant les mêmes hypothèses, et en explicitant les phénomènes de la même façon que lorsqu'il s'agit d'une utilisation agricole classique (modèle de DUTT).

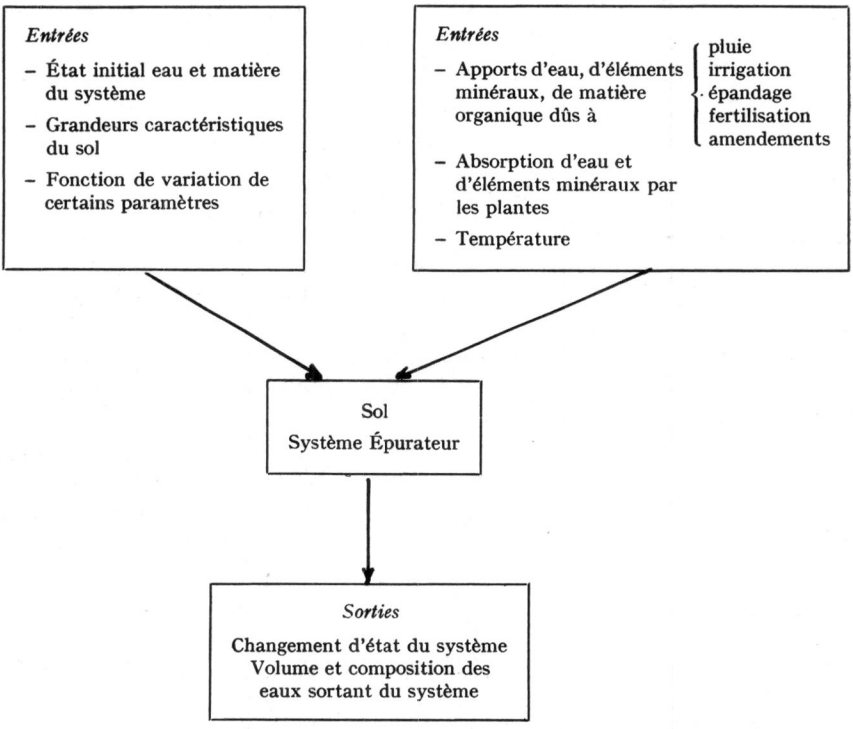


FIG. 4. — *Diagramme de fonctionnement du sol comme système épurateur*

Rappelons que les caractéristiques du modèle de DUTT sont les suivantes : le modèle rend compte du mouvement de masse de la phase liquide, du déplacement des éléments solubles, des échanges ioniques entre la phase liquide et la phase solide, des transformations de la matière organique en milieu aérobie, de l'absorption de l'eau et des nitrates par la plante.

La structure du modèle repose sur les hypothèses suivantes : les échanges ioniques n'ont pas d'action sur la transformation des matières organiques ; réciproquement, la transformation des matières organiques n'a pas d'action sur les échanges ioniques — exception faite pour NH_4^+. D'autre part, les échanges ioniques et la transformation des matières organiques n'ont pas d'action sur le mouvement de masse de la phase liquide (mass-flow) : la variation de teneur en eau à un niveau donné est indépendante des processus d'échange et de décomposition.

b) *Les hypothèses de base du modèle-sol irrigué* (DUTT) *confrontées aux réalités de l'épandage.*

1. *Les phénomènes pris en compte.*

Considérons d'abord les phénomènes qui ne sont pas pris en compte par le modèle de DUTT : échanges gazeux, rétention des matières en suspension dans les pores ou cavités du sol.

La décomposition des matières organiques fermentescibles dans le sol, objectif majeur de l'utilisation du sol comme système épurateur, s'accompagne d'une consommation d'oxygène par les microrganismes qui met en cause la vitesse de diffusion de l'oxygène dans le milieu poreux qu'est le sol. Ne pas en tenir compte, hypothèse de DUTT, c'est admettre que, dans les situations que l'on veut modéliser, l'oxygène n'est pas un facteur limitant de la décomposition des matières organiques.

Nous examinerons plus particulièrement ce problème avec celui de la transformation des matières organiques.

Quant aux matières en suspension, le problème en est important parce que la rétention des matières en suspension modifie considérablement le mouvement de masse de la phase liquide dans le sol, phénomène fondamental dans l'entraînement des éléments solubles. Certains auteurs et nous-mêmes (GRAFFIN, 1971 ; GRAS et MORISOT, 1973), avons constaté sans ambiguïté la réalité du problème pour des résidus liquides contenant de grandes quantités de matières en suspension, notamment les eaux boueuses de sucreries qui occupent une place particulière dans la typologie des effluents (MORISOT, 1973). La rétention des matières en suspension n'a pas la même importance pour tous les effluents, certains épandages ayant une faible charge volumique par unité de surface (boues de stations d'épuration, lisiers) ou apportant des eaux contenant peu de matières en suspension (épandage d'eaux de laiteries, par exemple). En limitant l'utilisation du modèle à ces cas-là, il doit pouvoir être conservé.

2. *Les interactions.*

En ce qui concerne les interactions entre les phénomènes retenus, on peut faire les observations suivantes :

Une des hypothèses fondamentales du modèle de DUTT est l'indépendance du phénomène de mouvement de masse de la phase liquide par rapport aux réactions d'échanges et aux transformations de la matière organique. Dans le programme de calcul, ceci se traduit par l'utilisation d'une unique table de valeurs de la conductivité hydraulique en fonction de la teneur en eau. La prise en compte de cette hypothèse paraît raisonnable. Néanmoins, il faut retenir qu'elle réduit le champ des situations aux cas où, pour la période de temps considéré, les changements de garniture ionique des argiles dûs aux échanges, les variations de teneur en matière organique liée, les dégagements gazeux, associés à l'évolution de la matière organique n'ont qu'un effet négligeable sur la conductivité hydraulique.

L'autre hypothèse fondamentale est l'indépendance des phénomènes d'échange et des phénomènes de transformation de la matière organique. Ceci implique notamment que les transformations de cette dernière ne conduisent pas à des variations notables de pH, et d'autre part, que les changements de garniture ionique n'ont pas pour effet de modifier la nature et la cinétique des transformations de la matière

organique. *A priori*, on peut objecter qu'il s'en faut de beaucoup que les liquides apportés aient un pH peu différent de celui du sol, d'autre part, que la diversité des conditions possibles d'évolution des matières organiques est telle que l'on peut aboutir, avec des chances non négligeables, à une ammonification du milieu ou, au contraire, à son acidification.

A ce sujet, les faits donnent quelques repères utiles. L'enquête sur les épandages d'eaux résiduaires montre que certains effluents ont des pH nettement différents de ceux du sol, mais elle révèle aussi que la correction du pH est un traitement qui se développe. D'autre part, la même enquête montre que sur les trente épandages étudiés, les variations de pH entre sols ayant reçu des épandages et sols n'en ayant pas reçu sont le plus souvent négligeables. Pour l'épandage des lisiers, de pratique plus récente, on ne dispose pas d'études du même type. On sait qu'il existe un risque d'élévation du pH par suite d'une accumulation d'azote ammoniacal lors de la minéralisation des matières organiques. MATHERS et STEWARD (1970) ont fait ces observations aux États-Unis, mais l'accumulation d'azote ammoniacal, d'ailleurs momentanée, ne se produit que pour des apports massifs de lisiers. Ces considérations conduisent à retenir la seconde hypothèse de DUTT et à adopter en définitive la même structuration d'ensemble des phénomènes pour la simulation du sol système épurateur.

c) *Problèmes réclamant une attention particulière.*

1. *La transformation des matières organiques* doit surtout retenir l'attention quand on veut représenter les conséquences de l'épandage des déchets organiques. En effet, les conséquences de l'évolution de la matière organique sont la destruction des matières organiques fermentescibles et la libération de composés minéraux. Ces derniers peuvent être, selon les cas, fixés dans le sol, absorbés par les plantes, ou entraînés par les eaux de percolation.

DUTT suppose que, dans son modèle, l'évolution de la matière organique se fait exclusivement en milieu aérobie. Les expériences de terrain qu'il a entreprises, conduisent à admettre que l'oxygène n'est pas un facteur limitant de la décomposition de la matière organique, du moins tant que les apports de matière organique ne dépassaient pas 3 t de matière sèche/ha/an. Si cela est parfaitement vraisemblable dans la pratique agricole classique, on a de bonnes raisons de penser que des apports simultanés et parfois importants d'eau, de matières organiques fermentescibles (jusqu'à 40 t de matière sèche/ha/an) et d'éléments minéraux lors des épandages, ont des chances d'entraîner des périodes de décomposition anaérobie ayant une cinétique particulière et produisant des composés spécifiques de ce type de décomposition.

Les observations concernant l'évolution des sols soumis à des épandages d'eaux résiduaires d'industries agricoles (MORISOT, 1973) conduisent à admettre que les phénomènes d'hydromorphie (gley) sont peu fréquents pour les sols observés très peu de temps après un épandage. Il faut signaler cependant un gley, sur une épaisseur appréciable, après un épandage massif de grandes quantités de vinasses de distillerie chaudes. Sur les profils observés longtemps après épandage, il n'a pas été constaté de gley.

D'autre part, les auteurs constatent qu'après les épandages, certains agriculteurs ont l'habitude de réduire notablement la fumure azotée minérale sans que cela

entraîne de dommage pour les cultures. Ceci indiquerait que l'évolution de l'azote organique apporté dans les épandages, jusqu'au stade nitrate, s'effectue sans difficulté. Or, ce processus implique des conditions de décomposition aérobie.

Dans ces conditions, si l'élaboration d'un modèle décrivant la décomposition anaérobie de la matière organique paraît nécessaire notamment pour certains épandages particuliers aboutissant à des apports considérables de matière organique, on peut conserver le modèle de DUTT pour les épandages comprenant seulement de courtes périodes de décomposition anaérobie et des apports modérés de matière organique.

2. D'autre part, le modèle de DUTT suppose *l'existence d'une nappe d'eau à faible profondeur*. Cette condition est rédibitoire pour l'épandage, pour des raisons évidentes de protection des nappes phréatiques contre la pollution.

Si rien n'empêche, du moins formellement, d'abaisser la cote du niveau de la nappe pour retrouver des situations pour lesquelles l'épandage est utilisable, on peut se demander si l'aération des couches profondes sera suffisante lorsque l'épuration n'est pas achevée dans les couches superficielles. A cet égard, on sait déjà (KARDOS, 1972) que l'existence à moyenne profondeur de couche à faible teneur en oxygène gazeux est de nature à entraîner une dénitrification et une formation d'azote moléculaire gazeux, alors que, dans les couches superficielles bien pourvues en oxygène, le stade nitrate est la forme ultime d'évolution de l'azote organique.

Il importe donc de vérifier si le modèle reste valable dans ces conditions.

E. — *Conclusions*

La comparaison des conditions d'utilisation du modèle de DUTT et des conditions existant dans les champs utilisés pour les épandages nous ont conduit à ces conclusions :

a) Le modèle de DUTT ne permet pas de simuler l'épandage d'effluents très chargés en matières en suspension comme les eaux de sucreries.

b) Moyennant certaines vérifications (validation pour plan d'eau profond), ce modèle pourra peut-être être utilisé dans les conditions suivantes : prédominance de conditions aérobies pour l'évolution de la matière organique ce qui implique des propriétés structurales (structure, stabilité) convenables et des apports momentanés non excessifs de matière organique. D'autre part, ceci implique également que demeurent constantes la conductivité hydraulique, la capacité d'échange, la cinétique des transformations des composés organiques.

c) Compte tenu des conditions restrictives ci-dessus, la transposition du modèle de DUTT ne permet pas de disposer d'un modèle général permettant de simuler tous les épandages.

L'élaboration d'un modèle général pour l'épandage reste à faire. Pour cela, on peut utiliser les sous-programmes suivants du modèle de DUTT :

sous-programme eau ;

sous-programme échange de cations ;

sous-programme absorption de l'eau par les racines ;

sous-programme entraînement des éléments solubles, en attendant du moins que les travaux en cours sur le déplacement avec mélange permettent de le

prendre en compte de façon plus complète. On pourra également s'inspirer de l'attitude adoptée par DUTT pour la cinétique de transformation de l'azote afin de construire un sous-programme décomposition de la matière organique qui tienne compte des conditions particulières de certains épandages (type de matière organique, quantité d'oxygène disponible).

VI. — CONCLUSIONS

La présentation et la discussion du modèle de DUTT montrent que l'établissement d'un modèle de simulation numérique du système eau-sol-plante est un objectif d'une grande portée pratique et d'une grande importance scientifique.

En fournissant des résultats numériques traduisant la résultante en vraie grandeur des principaux phénomènes dont le sol est le siège, il permet de répondre aux questions pratiques mettant en cause simultanément l'évolution de la matière organique, le mouvement de l'eau et des éléments minéraux dans le sol, l'absorption de l'eau et des éléments fertilisants par les plantes (1).

Il présente un intérêt évident pour les problèmes d'environnement puisqu'il permet le calcul des sorties et des variations d'état du système sol-plante à différentes échéances de temps et permet de faire des prévisions.

Dans la phase de construction du modèle, la recherche des données nécessaires aboutit à développer un programme d'études coordonnées. Il ne s'agit pas nécessairement de la recherche de relations causales. Selon les cas, des relations statistiques ou des tables de valeurs peuvent s'avérer suffisantes. C'est là un avantage de cette démarche, mais c'est aussi une limite du point de vue des connaissances acquises.

Dans son fonctionnement, le modèle de simulation met en œuvre une synthèse de connaissances. Il rend compte simultanément d'un ensemble de phénomènes ainsi que des liaisons qui les unissent, et établit leur résultante, ce que ne permet pas une approche sectorielle classique. Le programme de calcul du modèle ne fait rien d'autre que d'expliciter de façon logique — par des relations mathématiques ou par des tables de valeurs — la structuration d'ensemble des phénomènes pris en compte, chacun d'eux étant représenté par une ou plusieurs relations entre différents paramètres.

Un modèle de ce type, ou modèle prévisionnel, permet ensuite d'établir un modèle décisionnel. Sachant calculer la résultante d'un ensemble de phénomènes à partir des valeurs prises par les paramètres dont ils dépendent, on peut établir les combinaisons de ces valeurs pour lesquelles les résultats satisfont à un ensemble donné de contraintes.

Le modèle de simulation du système eau-sol-plante établi par DUTT et ses collaborateurs dans le cadre de la pratique agricole pourrait, moyennant certaines vérifications préalables, être utilisé pour simuler des épandages particuliers, notamment ceux à faible charge de matière organique ou ceux qui constituent des traitements

(1) A l'inverse de l'expérimentation classique, il permet d'obtenir une réponse pour un grand nombre de combinaisons de facteurs.

tertiaires à faible charge volumique. Certaines parties du modèle de DUTT peuvent constituer des bases de départ satisfaisantes pour construire un modèle général de l'épandage.

Reçu pour publication en février 1974.

REMERCIEMENTS

Au terme de cette communication, nous tenons à remercier nos collègues chercheurs de l' I. N. R. A., R. GRAS et P. L. OSTY qui nous ont fait bénéficier de leur expérience en matière d'analyse de système et de simulation numérique.

SUMMARY

LIMITATIONS OF USING A SIMULATION MODEL OF THE SOIL UNDER IRRIGATED CULTIVATION TO SIMULATE THE FUNCTIONING OF THE SOIL AS A PURIFYING SYSTEM

The solution of some problems — and this is the case with many problems connected with the environment — involves determining the resultant of dependent phenomena for a wide range of combinations of factors. For this, rather than resorting to the classical experimental method it is preferable to use the numerical simulation method which, thanks to the computation power of a computer, permits experimentation on a model of the reality where the phenomena taken into account and the links which exist between them are represented by a set of logical relations — mathematical or numerical.

With the aim of establishing a model of this type of forecast the results of organic wastes purification by the soil and also the effects on the environment — composition of the drainage water, change in the soil composition — the author discusses the use of a simulation model of the soil under irrigated cultivation, established by American researchers, rendering an account of the following phenomena : water circulation in non-saturating conditions, ionic exchanges between the solid phase and liquid phase, displacement of soluble elements, transformation of organic matter in aerobic conditions, water and nitrate absorption by the plants.

The comparison of the hypotheses of the irrigated-soil model with the usual characteristic realities of waste-spreading (simultaneity of water supplies, fermentescible organic matters and mineral elements ; large deposits of fermentescible organic matters ; liquid phase containing suspended matter) infers that the DUTT model cannot be transposed for the construction of a general model of waste-spreading : it is not applicable for the spreading of effluents rich in suspended matters. Neither is it applicable for the spreading of large quantities of fermentescible organic matters, the conditions for which involve an evolution in an anaerobic medium. On the other hand, the model could be used to simulate the spreading of moderate quantities of organic matters — about the amount of classical agricultural practices — and also tertiary low bulk treatments.

Finnaly, in order to establish a general model of effluent-spreading several parts of the American model's computation programme could be used.

ZUSAMMENFASSUNG

DIE GRENZEN DER ANWENDUNG EINES SIMULATIONSMODELLES ZUR NACHAHMUNG DER REINIGUNGSKRAFT DES BODENS VON BAWÄSSERUNGSKULTUREN

Zur Lösung verschiedener Probleme, beispielsweise auch im Zusammenhang mit dem Umweltschutz, sind eine ganze Reihe verschiedener, abhängiger Erscheinunger als Faktorenkombinationen zur Bestimmung der gesuchten Resultierenden einzubeziehen. Dazu ist den

üblichen experimentellen Versuchen die Methode der numerischen Simulation eher vorzuziehen, welche es dank dem Leistungsvermögen der heutigen Rechenanlagen ermöglicht, die Untersuchungen an Modellfällen durchzuführen, worin die zu untersuchenden Erscheinungen und die zwischen ihnen bestehenden Wechselwirkungen als mathematische und numerische Beziehungen dargestellt sind.

Der Autor diskutiert die Anwendungsmöglichkeit eines solchen Simulationsmodelles für einen bewässerten Boden, welches von amerikanischen Forschern entwickelt wurde mit dem Ziele, den Reinigungseffekt des Bodens gegenüber organischen Abfällen zu bestimmen, wie auch die Auswirkungen auf die Umwelt (Veränderung des Bodens ; Zusammensetzung des Sickerwassers). Die folgenden Eigenschaften wurden dazu in das Modell einbezogen : Wasserbewegung im ungesättigten Boden, Jonentausch zwischen dem Festmaterial und dem Bodenwasser, Verlagerung löslicher Elemente, Umbildungen der organischen Substanz unter aeroben Bedingungen, Aufnahme des Wassers und des Nitrates durch die Pflanze.

Die Gegenüberstellung der Modellannahmen mit den Besonderheiten der Berieselung in der Praxis (Gleichzeitigkeit des Ausbringens von Wasser, abbaubarer organischer Substanz und mineralischen Nährelementen ; das Ausbringen von erheblichen Mengen an organischem Material ; Schwebstoffe führende Flüssigkeit) führen zum Schluss, dass das Modell von DUTT nicht in ein allgemeines Modell für die Berieselung übertragbar ist : Es ist nicht anwendbar für Berieselungen mit Flüssigkeiten, die eine ansehnliche Menge an Schwebstoffen enthalten. Es ist auch nicht anwendbar für Berieselungen, die einen erhöhten Gehalt an umsetzbarem organischem Material zuführen, dessen Umsetzung die Entwicklung eines anaeroben Milieus mit sich bringt. Anderseits kann das Modell angewendet werden, um die Berieselung mit mässigen Gehalten an organischem Material zu simulieren, wie sie herkömmlicherweise in der Landwirtschaft verwendet werden.

Abschliessend kann gesagt werden, dass zur Aufstellung eines allgemeinen Modelles über die Berieselung mehrere Teile des amerikanischen Modelles gebraucht werden könnten.

РЕЗЮМЕ

Границы применения модели почвы под орошаемой культурой для симулирования ее действия в качестве очистительной системы.

Ф. ГРАФФЕН.

Решение некоторых проблем, а особенно многочисленных проблем относящихся к окружающей среде — включает определение «результанты» явлений зависящих от большого количества различных факторов. Для этого, вместо классического экспериментального метода, предпочтительно применять метод цифровой симуляции, что и позволит благодаря эффективности рассчета ЭВМ, провести эксперимент на реальной модели, где явления принимающщиеся во внимание, и связи существующие между ними, представлены общностью логических соотношений, как математических, так и числовых. В целях реализации такого рода модели, для предвидения результатов очистки органических отбросов почвой, и последствий этой очистки для окружающей среды (состав дренажных вод, изменения состава почвы), обсуждается возможность применения модели созданной американскими исследователями и симулирующей почву под орошаемой культурой. Модель эта дает отчет о следующих явлениях : движение воды в ненасыщающих условиях, ионный обмен между твердой и жидкой фазами, передвижение растворенных элементов, превращения органического вещества в аеробных условиях, поглощение влаги и нитратов растениями.

Сравнение гипотез этой модели орошаемой почвы с обычными особенностями реального орошения (одновременность внесения воды, бродильных

органических веществ и минеральных элементов; внесение крупных количеств бродильных органических веществ; жидкая фаза содержащая взвеси веществ), позволяет заключить о невозможности транспонирования модели Детта для реализации общей модели орошения, так как американская модель не может быть применена к орошению сточными водами, представляющими оченъ плотные взвеси. Невозможность эта существует также и в случае орошения водами содержащими крупные количества бродильных органических веществ, внесение которых вызывает эволюцию в анаеробной среде. Но модель Детта можно применить, напротив, для симулирования орошений приносящих ограниченные количества органического вещества (равные количествам применяющимся обычно в сельскохозяйственной практике), а также и симулирования третичных обработок со слабой об'емной нагрузкой.

И, наконец, некоторые части программирования рассчета американской модели могут послужить также для реализации общей модели орошения.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

CATROUX G., GERMON J. C., GRAFFIN Ph., 1973. L'utilisation du sol comme système épurateur *Ann. agron.*, **25** (2-3), 179-193.

CHIANG C., MOUGENOT P., DUPRET F., GERMAIN L., 1973. Simulation digitale de la migration hivernale des nitrates. *Ann. agron.*, **24** (6) 679-688.

CHOI S. K., FAN L. T., ERICKSON L. E., LIPPER R. I., 1972. Diffusion of cattle manure solution through a wet porous stratum with reaction. *Water, Air and Soil Pollution*, **1**, 390-404.

DUTT G. R., SHAFFER L. J., MOORE W. J., 1972. Computer simulation model of dynamic bio-physico-chemical processes in soils. *Ariz. agric. Exp. Stn., Tec. Bull.* 196.

GRAFFIN Ph., 1971. Observations sur le colmatage du sol par épandage d'eau boueuse. *Note au Groupement Technique de Sucreries.*

GRAS R., MORISOT A., 1973. *Étude de l'épandage des eaux résiduaires des Industries Agricoles et Alimentaires.* Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural. Direction des industries agricoles et alimentaires, juin 1973, 19 p.

HAITH D. A., 1973. A model for land disposal of Nitrogenous wastes. *74th annual meeting of Amer. Inst. Chem. Eng. New Orleans, march 1973.*

KARDOS L. T., Institute for research on land and water ressources. The Pennsylvania State. Pennsylvania 16 802 U. S. A. University Park (communication personnelle).

LEEDS J. V., 1966. Mathematics of stream and estuary problems. *Water Technology*, **52** (2), 93-106.

MATHERS A. C., STEWART B. A., 1970. Nitrogen transformations and plant growth as affected by applying large amounts of cattle feed lots wastes to soil. *Relationship of agriculture to soil and water pollution. Cornell University Conference on agricultural waste management*, 207-214.

MORISOT A., GRAS R., 1973. Caractérisation des effluents des industries agricoles et alimentaires. *Ann. agron.*, **25** (2-3), 207-229.

MORISOT A., GRAS R., 1973. Répercussions agronomiques de l'épandage d'effluents des industries agricoles et alimentaires. *Ann. agron.*, **25** (2-3), 243-266.

TANJI K. K., DONEEN L. D., FERRY G. V., AYERS R. S., 1972. Computer simulation analysis on reclamation of salt affected soils in San Joaquin Valley California. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **36** (1), 127-134.

WIT (de) C. T., VAN KEULEN M., 1972. *Simulation of transport processes in soils, Simulations Monographs.* Centre for Agricultural Publishing and Documentation. Wageningen. The Netherlands.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 179-193.

L'UTILISATION DU SOL COMME SYSTÈME ÉPURATEUR

G. CATROUX, J.-C. GERMON et Ph. GRAFFIN*

Laboratoire de Microbiologie des Sols,
Centre de Recherches de Dijon, I. N. R. A.,
B. P. 1540, 21034 Dijon Cedex

* *Station centrale d'Agronomie,*
Centre national de Recherches agronomiques, I. N. R. A.,
78000 Versailles

RÉSUMÉ

Les différentes fonctions du sol-système épurateur sont étudiées, notamment la filtration, la rétention et la transmission de l'eau, l'aération, la rétention des matières dissoutes, l'action de la microflore et l'exportation par les végétaux. Après avoir examiné les moyens de contrôle de l'épuration par le sol, les données concernant le rendement d'épuration des eaux résiduaires par le sol sont analysées et comparées avec les données agronomiques sur l'évolution des matières organiques. On peut en déduire que le sol doit pouvoir épurer environ 1 200 kg de DCO/hectare/jour.

Les utilisations pratiques du sol comme système épurateur sont détaillées en conclusion.

I. — GÉNÉRALITÉS

L'essor actuel de la civilisation urbaine et industrielle, ainsi que la modernisation de l'agriculture dans notre pays s'accompagnent d'une production accrue d'eaux résiduaires, de déchets divers qui, lorsqu'ils sont rejetés sans précautions dans les milieux naturels provoquent des pollutions et des nuisances. Afin d'éviter ces conséquences, il convient d'épurer ces rejets, et comme cela a été récemment rappelé à propos des eaux résiduaires (GRAS *et al.*, 1973), trois solutions sont possibles : l'utilisation du pouvoir autoépurateur des cours d'eau, le traitement en stations d'épuration, et enfin, l'utilisation du pouvoir épurateur du sol.

D'autres travaux récents traitant en détail des techniques utilisées en matière d'épandage (CASAYS et SURUN, 1967 ; BALLAY, 1972), il nous a paru utile dans cet

article de présenter une synthèse sur le pouvoir épurateur du sol qui en précise les fonctions, les limites théoriques et pratiques et les différents modes d'utilisation.

Il faut avant tout faire remarquer que l'utilisation du sol pour épurer les eaux résiduaires n'est pas nouvelle. En effet, l'épandage d'eaux résiduaires urbaines était un procédé couramment employé au XIXe siècle et fut d'ailleurs à l'origine de la découverte des lits bactériens dès 1888. Cependant, malgré cette longue pratique et malgré des utilisations très variées du sol comme système épurateur, il faut reconnaître que les mécanismes mis en jeu ainsi que les possibilités réelles de ces procédés sont mal connus. Ceci tient probablement au fait que les connaissances acquises sur les épandages sont le fait d'Agronomes qui ont considéré les eaux résiduaires comme un apport de fertilisants et qui ont cherché la satisfaction optimale, voire minimale des besoins des cultures en eau et en éléments fertilisants.

Or, dans tout épandage, il y a deux associés, et à côté de l'*agriculteur* qui recherche un apport d'eau et de fertilisants suivant le rythme de la végétation, il y a l'*industriel* ou la *communauté* qui vont chercher à traiter leurs eaux résiduaires au moindre coût, sur des surfaces les plus petites possibles et à un rythme suivant leur activité. Il s'agira donc d'optimiser l'apport d'eau en visant la dose maximale que le sol pourra supporter de manière à ce que sa fertilité soit maintenue, les nuisances de surface évitées (odeurs, insectes, ruissellement) et la protection des nappes assurée.

La protection des nappes est théoriquement assurée lorsque les apports d'eau sont réglés en fonction du déficit hydrique des cultures, de manière à éviter toute percolation : l'eau apportée au sol est évapotranspirée, les substances apportées soit restent dans le sol, soit sont réexportées par les cultures. Mais, il serait exagéré de restreindre l'épuration par le sol à cette possibilité, du fait même des conditions climatiques de la France qui imposent bien souvent un drainage hivernal, même sans épandage.

Les différentes fonctions du « sol-système épurateur » seront examinées en détail dans cette mise au point, et on tentera de définir, pour la pollution par des substances organiques fermentescibles, les limites du pouvoir épurateur du sol. Les possibilités pratiques d'épuration des eaux résiduaires par le sol seront présentées en conclusion.

II. — LES FONCTIONS DU SOL-SYSTÈME ÉPURATEUR

Une eau résiduaire peut contenir des matières en suspension et des matières dissoutes. Ces matières seront minérales ou organiques, et vis-à-vis de ces éléments, le sol va jouer différents rôles schématisés dans la figure 1.

Filtration

Les grosses particules contenues dans une eau résiduaire vont être arrêtées immédiatement par le sol, par contre, des particules plus fines pourront pénétrer le sol sur de courtes distances. Même les bactéries seront arrêtées puisqu'il a été vérifié que des bactéries d'origine fécale ne parcouraient pas plus de deux à trois mètres sous bassin d'infiltration (GREENBERG et THOMAS, 1954 ; BAARS, 1957). Mais

comme tous les filtres, le sol peut se colmater, notamment par action mécanique des matières en suspension. L'apport excessif de matières organiques a aussi été signalé comme responsable du colmatage (THOMAS, SCHWARTZ et BENDIXEN, 1966), leur fermentation conduisant probablement à des proliférations microbiennes telles que celles déjà décrites (ALLISON, 1947) obturant la porosité. Le sol peut encore se colmater par dégradation de sa structure notamment sous l'action du sodium.

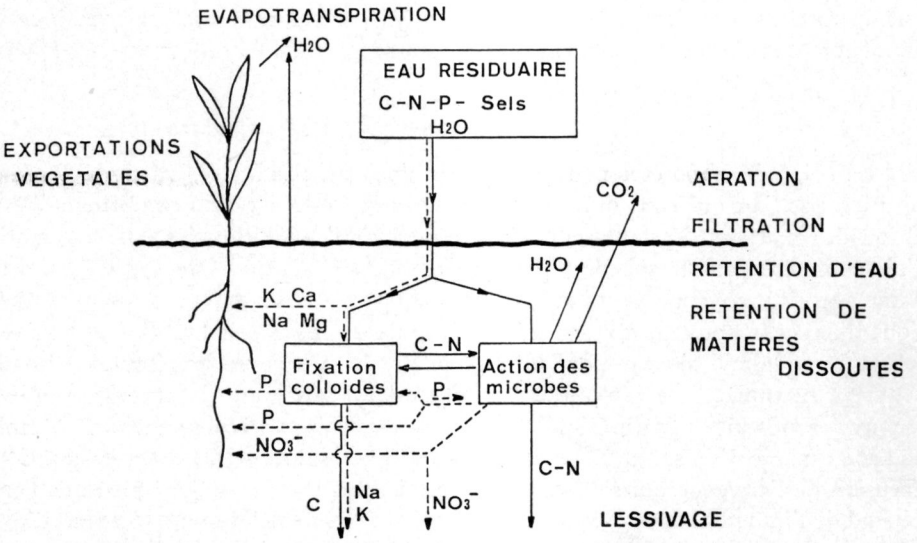


FIG. 1. — *Les différentes fonctions du sol système épurateur*
(Le cheminement des minéraux est représenté par une ligne brisée)

Ces problèmes de colmatage peuvent, dans certains cas, être résolus par des façons culturales qui vont activer la destruction des matières organiques, ou par un apport de calcaire corrigeant l'apport excessif de sodium ou en recréant une structure.

Rétention et transmission de l'eau

Le sol est un matériau poreux, dont les pores représentent en moyenne 45 p. 100 du volume total. Ces pores sont occupés par de l'air et par de l'eau.

Les pores ont des dimensions différentes, l'eau y circule d'autant plus facilement qu'ils sont plus larges et la circulation devient tellement lente dans les pores fins qu'on peut parler de rétention en première approximation.

La quantité d'eau « retenue » par le sol varie avec sa nature : pour une épaisseur de sol de 1 m, 3 000 m³/ha avec une texture limoneuse, 700 m³/ha pour une texture sableuse par exemple.

La capacité du sol à transmettre l'eau dépend de sa perméabilité. Cette perméabilité conditionne en particulier la facilité avec laquelle l'effluent s'infiltre dans le sol.

Comme le sol reçoit les précipitations de l'atmosphère, il y a, selon les pluies et la consommation d'eau par évaporation et transpiration végétale, des périodes pendant lesquelles l'eau est retenue et d'autres pendant lesquelles l'eau circule. Du

point de vue de l'épuration, qu'il y ait rétention ou circulation lente, le temps de contact avec le sol doit être assez grand pour permettre un contact suffisant de l'effluent d'une part avec les micro-organismes dégradant sa matière organique, et d'autre part avec les colloïdes du sol pouvant fixer certains éléments.

Par ailleurs, une pluie peut tomber sur un sol ayant reçu de l'effluent, ou l'effluent peut être apporté sur un sol humide ; dans les deux cas, il y a déplacement du liquide contenu dans le sol par le liquide apporté, ce déplacement s'accompagnant d'un certain mélange des deux liquides. C'est le déplacement avec mélange qui joue un grand rôle dans le fonctionnement du sol comme système épurateur.

Aération

Le sol, milieu poreux pouvant retenir une eau résiduaire, va permettre son aération par l'air qui peut diffuser dans ses pores. Cette aération conditionne l'évolution des matières fermentescibles apportées par l'eau résiduaire. Or la quantité d'air contenue dans le sol n'est pas négligeable. En effet, si l'on considère un sol d'une porosité moyenne de 45 p. 100 sur une épaisseur de 30 cm, la quantité théorique d'oxygène pouvant être stockée ira jusqu'à 610 kg si le sol est sec, 260 kg si le sol est à une humidité correspondant à 50 p. 100 de sa capacité de rétention et 95 kg s'il est à sa capacité de rétention. Par ailleurs, on sait que cet oxygène pourra se renouveler très vite par diffusion et le temps nécessaire au renouvellement complet de l'atmosphère d'un sol de 20 cm a été estimé à 75 minutes (DEMOLON, 1948). Cette diffusion de l'oxygène qui s'effectue 10 000 fois plus vite dans l'air que dans l'eau, dépend de l'humidité du sol, et il a été montré sur des modèles que le transfert d'oxygène pouvait diminuer dans le rapport de 1 à 7 lorsque l'on passait d'un sol sec à un sol à sa capacité de rétention (VILAIN et DRUELLE, 1970). Une estimation théorique montre alors que la quantité d'oxygène potentiellement absorbée par un sol est de l'ordre de 1,3 à 9 tonnes d'oxygène/jour/hectare selon l'humidité du sol. Ce chiffre est à rapprocher des consommations d'oxygène observées par ailleurs (CLARK et KEMPER, 1967), un sol nu absorbant de 27 à 54 kg d'oxygène/hectare/jour alors qu'une culture en croissance absorbe de 80 à 160 kg d'oxygène/hectare/jour.

Enfin, si l'on veut comparer l'épandage au lagunage, du simple point de vue du transfert d'oxygène, les surfaces de contact air-eau sont beaucoup plus grandes dans un sol humide drainé que dans un bassin, permettant probablement une évolution plus rapide en épandage.

C'est en fait de l'aération du sol, donc de son humidité, que dépendra l'activité de la microflore sur les matières dissoutes apportées par l'eau résiduaire.

Rétention des matières dissoutes

Une fraction des matières dissoutes dans une eau résiduaire va se trouver retenue par le simple fait de la rétention d'eau ; ce sera le cas des anions et des matières organiques non adsorbables. Une autre fraction constituée par les cations, va être fixée plus ou moins énergiquement sur les colloïdes du sol. En effet, les sols cultivés ont en général une capacité d'échange de cations variant de 10 à 30 milliéquivalents pour 100 grammes. Ceci correspond à une possibilité de fixation « théorique » pouvant aller dans la couche arable jusqu'à 20 tonnes de potassium à l'hec-

tare, par exemple. En fait, la fixation se fera par échange avec les cations déjà adsorbés par le sol, l'ion calcium saturant le plus souvent le complexe absorbant. Très schématiquement, on peut admettre que les ions potassium, calcium et magnésium seront bien retenus, alors que le sodium aura tendance à être entraîné, surtout si l'eau résiduaire contient, en plus du sodium, un autre cation en quantité importante. On a d'ailleurs défini, à ce sujet, un rapport d'adsorption du sodium (RAS) pour les eaux tel que :

$$RAS = \frac{(Na^{+})}{\sqrt{\frac{(Ca^{++} + Mg^{++})}{2}}}$$

les concentrations s'exprimant en milliéquivalents par litre. Il est reconnu habituellement qu'un effluent dont le RAS est supérieur à 2 présente un danger de dégradation des propriétés physiques des sols (GRAS et MORISOT, 1973). Une autre fraction des matières dissoutes, constituée par des matières organiques adsorbables, va pouvoir se fixer sur les colloïdes du sol : les protéines et certains polysaccharides par exemple sont retenus énergiquement par les argiles.

Cette rétention des matières dissoutes permettra, outre l'action de la microflore du sol, l'assimilation et l'exportation de minéraux par les végétaux.

Action de la microflore du sol

L'importance pondérale de la microflore du sol traduit son importance comme agent de décomposition des matières organiques : un hectare de sol contient, en matière sèche, jusqu'à 1 à 2 tonnes de micro-organismes, ce qui peut se comparer avec une station d'épuration à boues activées de l'ordre de 400 m³ de bassin d'aération. Par ailleurs, cette microflore peut avoir une activité considérable pour peu que les conditions physico-chimiques soient favorables à sa croissance. Il est en effet connu que le temps de doublement de cette microflore est en moyenne de 2 heures à 2 ou 3 jours. De plus, on trouve des germes actifs dans une large gamme de pH, depuis pH = 3 jusqu'à pH = 11. Il en est de même pour la température puisque certains germes se développent au voisinage de 0°C. Enfin, divers micro-organismes restent actifs à de très faibles humidités de sol jusqu'à pF = 5,6.

Il faut encore rappeler que l'on rencontre dans le sol une variété très grande de micro-organismes capables de décomposer à peu près toutes les matières organiques, et les problèmes d'adaptation à un substrat nouveau, à un effluent fluctuant, ne se poseront pas avec la même acuité que dans le cas d'une station d'épuration.

Au point de vue physiologie microbienne, lorsque l'on apporte un substrat carboné à une population microbienne, elle va l'utiliser comme suit (MACURA *et al.*, 1965) :

1° Une partie va être oxydée en gaz carbonique et en eau en produisant l'énergie nécessaire aux synthèses cellulaires ;

2° une partie va servir de matériaux pour les synthèses cellulaires, donc se trouver immobilisée dans les corps microbiens ;

3° une partie va servir à la synthèse de produits de réserve contenus dans les corps microbiens ;

4° une partie sera transformée en résidus du métabolisme, ces résidus pouvant d'ailleurs servir à leur tour de substrat carboné à une deuxième population microbienne.

La répartition du carbone entre ces différentes fractions va dépendre surtout des conditions physico-chimiques et nutritionnelles rencontrées par la population microbienne. Schématiquement, lorsque l'on est en conditions aérobies, on peut admettre la répartition suivante (MACURA *et al.*, 1965) :

— lorsqu'il y a croissance, c'est-à-dire lorsque le milieu contient du carbone, de l'azote et du phosphore en proportions convenables, 37 p. 100 du carbone sont utilisés pour la respiration et produisent du CO_2, 42 p. 100 sont assimilés dans les corps microbiens et 21 p. 100 se retrouvent sous forme de réserves ou de résidus du métabolisme.

— lorsqu'il n'y a pas croissance, la respiration consomme de 16 à 21 p. 100 du carbone, le reste constituant des résidus de métabolisme.

Dans le cas d'une eau résiduaire apportant des matières organiques dissoutes, on peut considérer que, dans le cas de la croissance, il y a « épuration » de 37 p. 100 sous forme de CO_2 et 42 p. 100 sous forme de corps microbiens immobilisés, soit au total 79 p. 100, contre 16 à 21 p. 100 lorsqu'il n'y a pas croissance.

Dans le cas de l'anaérobiose, le rendement d'assimilation du carbone dans les corps microbiens est en général plus faible ; il y a plus de résidus de métabolisme et l'évolution du milieu va souvent dans le sens d'une inhibition plus ou moins prolongée de l'activité microbienne, par exemple par acidification, ce qui se traduit par une efficacité épuratrice moindre.

De plus, l'installation de conditions anaérobies favorise le développement d'une microflore particulière, responsable de phénomènes de réduction souvent préjudiciables à la fertilité du sol tels que la sulfato-réduction, la dénitrification.

Ces faits soulignent l'intérêt d'utiliser très généralement le sol comme système épurateur dans des conditions aérobies et permettant la croissance des micro-organismes.

Exportation par les plantes

Les végétaux cultivés prélèvent dans le sol et exportent des quantités importantes de minéraux. Le tableau 1 (DUTIL et BALLIF, 1972) montre ce que les principales cultures exportent réellement en conditions normales de culture. On peut y ajouter que ce sont les prairies qui sont susceptibles d'exporter les plus grandes quantités d'éléments fertilisants avec 380 kg d'azote à l'hectare pour les prairies temporaires (GRAS et MORISOT, 1973). Il faut remarquer à ce sujet, que ces exportations peuvent être plus importantes lorsque les plantes ont un large excès d'un élément à leur disposition, ce qui a été bien mis en évidence dans le cas des eaux résiduaires de féculerie (LEFÈVRE, 1974).

Dans l'utilisation du sol comme système épurateur, le rôle des végétaux sera très important puisqu'ils représentent par leur prélèvement, la seule véritable épuration qui empêchera l'entraînement en profondeur des éléments minéraux apportés, notamment des nitrates. Par ailleurs, le couvert végétal, par la consommation d'eau dont il est responsable, limitera la percolation de l'eau apportée au sol.

TABLEAU I

Exportations en éléments minéraux par quelques cultures importantes de la Champagne crayeuse
(DUTIL et BALLIF, 1972)

	Rendement en q/ha	N	P_2O_5	K_2O	MgO	S
Blé tendre	40	69	23	29	5	4
Orge de printemps	35	50	24	26	5	3
Maïs	75	104	43	31	12	10
Betteraves sucrières	450	70	24	98	10	11
Pommes de terre de féculerie.....	350	82	31	188	7	12

III. — LES MOYENS DE CÔNTROLE ET L'EFFICACITÉ DU SOL-SYSTÈME ÉPURATEUR

Les moyens de contrôle dont on peut disposer pour estimer au champ, le pouvoir épurateur d'un sol sont les suivants :

— *Les prélèvements et analyses de sol* qui permettent bien de suivre l'évolution des sols mais présentent l'inconvénient, outre l'imprécision liée à l'hétérogénéité des terrains, d'obliger à perturber le sol. Ils seront néanmoins nécessaires pour dresser un « état des lieux ».

— *Les contrôles de nappe* par prélèvement dans des piézomètres ou dans des captages qui permettent uniquement de déceler une contamination sans pouvoir chiffrer le rendement d'épuration. En effet, s'il est encore possible d'estimer la quantité d'eau percolée, il est très difficile d'estimer la dilution apportée par la nappe dont on connaît rarement le débit. Par ailleurs, lorsque l'on décèlera la contamination après un délai généralement assez long, la nappe aura subi des dommages qui peuvent être difficilement « réparables ».

— *Les dispositifs de prélèvement de l'eau contenue ou percolant dans le sol* dont on peut citer trois types principaux : les drains, les cases lysimétriques et les bougies de prélèvement. Seules, les cases lysimétriques autorisent un bilan de l'eau, mais elles représentent un moyen de contrôle coûteux et qui n'est pas exempt de critiques du point de vue de la représentativité du milieu naturel, parce que :

— le sol est mieux aéré, l'aération se faisant, en plus de la surface, par le bas de la case ;
— les entrées d'eau sont surestimées si la case a des rebords (suppression du ruissellement) ou modifiées de façon imprévisible si elle n'en a pas. Les effets de la circulation latérale d'eau ne sont pas pris en compte ;
— les pertes par évapotranspiration peuvent être surestimées si l'anneau de garde n'est pas suffisamment étendu ;

TABLEAU 2

Valeurs du pouvoir épurateur du sol d'après différents auteurs

Auteurs	Type d'effluent	Charge appliquée à l'hectare/kg de matière polluante	Conditions particulières	Rendement d'épuration cité
THOMAS et BENDIXEN (1969)	Effluent de fosse septique DCO = 220 mg/l	187-192 kg DCO/jour	épandage continu période de 82 à 425 jours	75 à 79 p. 100 de DCO
HEYWOOD, STEVENS et WEBER (1969)	Conserverie, maïs DCO = 1 810 mg/l	360 kg DCO/jour	épandage continu 13 jours	87 p. 100 de DCO à 1 m
		490 kg DCO/jour	épandage continu 21 jours	80 p. 100 de DCO à 1 m
KRAMER (1960)	Sucrerie DBO_5 moyenne de 1 465 mg/l	2 930 kg DBO_5/campagne 8 790 kg DBO_5/campagne 26 370 kg DBO_5/campagne	4 épandages de 50 mm 4 épandages de 150 mm 4 épandages de 450 mm	90 p. 100 de DBO_5 à 1m 87 p. 100 de DBO_5 à 1 m 74 p. 100 de DBO_5 à 1 m
COOPÉRATIVE EXTENSION SERVICE Corvallis, Orégon (1965)	Papeterie	265 kg DBO_5/jour	expérience sur plus de neuf mois	95 p. 100 de DBO_5
GERMON et CATROUX (1972)	Sucrerie	8 600 kg de DCO/campagne	un seul apport de 500 mm d'eau	81-87 p. 100 de DCO à 1 m

— la dynamique de l'eau est modifiée par la présence du fond drainant qui supprime l'engorgement éventuel du milieu naturel ou la succion exercée par les couches profondes.

Les bougies de prélèvement en porcelaine poreuse, qui ont été décrites il y a une dizaine d'années (WAGNER, 1962), sont très largement utilisées aux États-Unis pour les contrôles d'épandage. Ces bougies sont faciles à installer et commodes d'emploi (PARIZEK et LANE, 1970), mais elles ne permettent pas de faire un bilan et leurs conditions d'utilisation restent à préciser, la solution prélevée ne correspondant pas nécessairement à la composition moyenne de la solution du sol.

Rendement d'épuration par le sol

C'est à l'aide de certains de ces dispositifs que quelques auteurs ont essayé de déterminer le rendement d'épuration par le sol. Il s'agissait, en général d'épandage le plus simple, et les données qui sont apportées dans le tableau 2 doivent être considérées avec prudence, compte tenu du fait que les contrôles portent généralement sur des périodes courtes et que ce qui peut migrer par la suite n'est pas mis en évidence.

L'ensemble de ces données indique une épuration de l'ordre de 70 à 95 p. 100, ce qui montre, du simple point de vue du rendement, que le sol est un système épurateur fonctionnant au moins aussi bien que nombre de stations d'épuration.

Il est intéressant de rapprocher ces données de celles obtenues dans des études de la composition de la matière organique dans les sols. En général, ces études ont été faites au laboratoire en incorporant des matières organiques au sol et en mesurant la quantité de CO_2 dégagée. Nous avons tenté, à partir de ces données, d'estimer la quantité de carbone métabolisée que nous avons exprimée en kg de DCO/hectare/jour pour la couche arable, en admettant, très grossièrement que 1 kg de carbone organique correspond à 2 kg de DCO. Ces interprétations sont rassemblées dans le tableau 3. En faisant remarquer que les quantités de matière organique réellement métabolisée sont supérieures puisqu'il n'est tenu compte que du carbone du gaz carbonique, nous pouvons fixer à environ 1 200 kg de DCO/hectare/jour le pouvoir épurateur du sol.

De tels chiffres ne sont pas surprenants puisque l'on sait qu'un apport de 4 à 10 tonnes de matières organiques/hectare suffit tout juste à rééquilibrer la décomposition normale de la matière organique d'un sol. Il a par ailleurs été montré (THOMAS et BENDIXEN, 1969) que l'apport de 157 tonnes à l'hectare de matières organiques n'a laissé dans le sol que des résidus de l'ordre de 6,7 tonnes. L'ensemble de ces données laisse à penser qu'un sol doit pouvoir épurer sans difficultés particulières des charges annuelles de l'ordre de 20 à 30 tonnes de DCO/hectare, pour peu que l'apport d'eau résiduaire soit réalisé pratiquement dans des conditions compatibles avec un fonctionnement du système.

Approche mathématique de l'épuration par le sol

Il existe peu de données permettant une approche mathématique de l'épuration par le sol, cependant, l'influence de la profondeur de sol traversée a pu être mis en évidence pour l'épandage percolant d'eaux résiduaires de sucrerie (KRAMER, 1960).

TABLEAU 3

Estimation du pouvoir épurateur d'après certaines données de la littérature agronomique

Auteurs	Substrat	Conditions expérimentales	Carbone libéré sous forme de CO_2	Pouvoir épurateur correspondant kg DCO/ha/jour
Macura et Kunk (1961)	glucose	percolation à flux continu 6,2 p. 1 000 de carbone percolé	33 p. 100 en 10 jours	1 532
Sørensen (1967)	cellulose	incubation 5 p. 1 000 de carbone apporté	46 p. 100 en 20 jours	868
	hemicellulose	d°	37 p. 100 en 14 jours	990
Lees et Porteous (1950)	glucose	percolation, 4 p. 1 000 de carbone percolé	66 p. 100 en 10 jours	1 980
	acétate	4 p. 1 000	75 p. 100 en 10 jours	2 250
Simonart et Mayaudon (1958)	glucose	incubation, 2 p. 1 000 de carbone apporté au sol	76 p. 100 en 10 jours 85,5 p. 100 en 21 jours	1 425 757
	cellulose	2,5 p. 1 000	52 p. 100 en 21 jours	462
	hemicellulose	2,5 p. 1 000	68,8 p. 100 en 21 jours	607
Graffin (1971)	ray-grass vert	incubation, 8 à 9 p. 1 000 de carbone apporté au sol	50 p. 100 en 20 jours	1 600

L'épuration que l'on peut définir par le rapport de la Demande Biochimique en Oxygène de l'eau ayant traversé une profondeur de sol p (DBO p) à la Demande Biochimique en Oxygène de l'eau résiduaire épandue (DBO e) soit $\frac{\text{DBO}p}{\text{DBO}e}$, varie exponentiellement avec la profondeur de sol traversée p selon l'équation (1) :

$$\frac{\text{DBO}p}{\text{DBO}e} = 10^{-P/C} \qquad (1)$$

P : profondeur de sol traversée ;
C : constante dépendant de plusieurs facteurs (charge apportée, température etc.).

De même, l'interprétation de résultats obtenus lors de contrôles d'épandage en forêt d'eaux résiduaires urbaines traitées (PENNYPACKER, SOPPER et KARDOS, 1967), met en évidence une diminution de l'azote organique en fonction de la profondeur de sol traversée, qui correspond bien au modèle précédent.

Il est intéressant de rapprocher ces résultats des équations utilisées dans l'évaluation des performances des lits bactériens. Parmi ces équations, les deux plus intéressantes mettent en évidence l'importance, pour l'épuration, de la profondeur traversée (VELZ, 1948), et le temps de contact entre l'eau résiduaire et les micro-organisme (SCHULZE, 1960).

Le modèle de VELZ (1948) repose sur l'équation (2) :

$$\frac{\text{DBO}p}{\text{DBO}e} = C \cdot 10^{-kP} \qquad (2)$$

DBOp : DBO de l'eau ayant traversé une profondeur p de lit bactérien ;
DBOe : DBO de l'effluent à traiter ;
P : profondeur ;
C : fraction traitable de la DBOe ;
k : constante dépendant de l'eau résiduaire et du lit bactérien.

Les résultats trouvés pour l'épandage suivent donc bien ceux décrits pour les lits bactériens, les équations (1) et (2) étant identiques.

Le modèle de SCHULZE (1960) repose sur l'équation (3) :

$$\frac{\text{DBO}p}{\text{DBO}e} = 10^{-kt} \qquad (3)$$

DBOp : DBO de l'eau ayant traversé une profondeur p de lit bactérien ;
DBOe : DBO de l'eau à épurer ;
t : temps ;
k : constante dépendant de l'eau résiduaire et du lit bactérien.

Il a par ailleurs été mis en évidence (COOK et KINCANNON, 1971) que, dans certaines limites, c'était la quantité totale de pollution apportée plus que la concentration ou le débit d'eau résiduaire qui commandait l'efficacité épuratrice des lits bactériens et il serait intéressant de savoir si ces résultats sont transposables à l'épandage.

Ces quelques données montrent que la mise au point de modèles mathématiques d'épandage, nécessaires à la prévision des risques et à l'optimisation du procédé, pourra, dans une certaine mesure, s'inspirer des données concernant les lits bactériens.

IV. — UTILISATION PRATIQUE DU SOL COMME SYSTÈME ÉPURATEUR

L'ensemble des techniques disponibles utilisant les propriétés épuratrices du sol peut se répartir en cinq catégories :

— *l'épandage par aéroaspersion* qui convient bien aux eaux résiduaires peu chargées en matières en suspension et d'odeurs non-agressives, qui présente l'inconvénient, dans certains cas, de dégrader la structure du sol, et qui ne peut convenir pour les effluents ayant des propriétés phytotoxiques.

— *l'épandage en champs billonnés* pour lequel deux techniques sont utilisées : l'épandage avec un billonnage serré, suivant les lignes de niveau, propre à recevoir des eaux très chargées en matières en suspension (cas des sucreries) et l'épandage en billons plus espacés (SCHRAUFNAGEL, 1962) qui est employé pour des effluents peu chargés en matières en suspension, épandus pendant la culture (eaux de conserverie, de laiterie, de ville).

— *l'épandage souterrain* qui peut se pratiquer par enfouissement (cas des lisiers et des boues de station) ou encore, par l'intermédiaire d'un réseau de tuyauteries fixes, enfouies tel que cela a été décrit (SKULTE, 1956) pour les eaux de ville et tel que cela est pratiqué en assainissement privé. Une technique d'arrosage en profondeur et de drainage alternés mise au point récemment (FOUROT, 1972) se rattache à ce procédé.

— *l'épandage avec ruissellement contrôlé*, procédé peu utilisé qui a donné des résultats intéressants aux États-Unis (BENDIXEN *et al.*, 1969; GILDE *et al.*, 1971), puisque des rendements d'épuration de 90 p. 100 ont été obtenus pour des charges assez importantes, 300 m³/jour/hectare d'une eau résiduaire à 900 mg/litre de DCO pendant 50 jours. Ce procédé consiste à faire ruisseler lentement l'eau résiduaire sur un terrain aménagé, 50 p. 100 de l'eau résiduaire ruisselant et s'éliminant dans un émissaire naturel, le reste percolant et s'évaporant.

— *la submersion contrôlée* (GREENBERG et THOMAS, 1954), utilisée jusqu'à présent surtout pour la recharge de nappes, ou encore, en moyen de secours pour d'autres procédés d'épandage. Ce procédé impose une alternance d'infiltration et de cultures.

Ce sont surtout l'aéroaspersion et l'épandage en champs billonnés qui sont utilisés en France par les industries agricoles et alimentaires. En fait, parmi ces industries, pratiquement toutes peuvent utiliser ces techniques bien que leurs effluents soient extrêmement variables dans leur composition (MOURGUES et MAUGENET, 1969).

L'aéroaspersion est très utilisée en laiterie (BALLAY, 1972) et donne de bons résultats pour la croissance de l'herbe. Par ailleurs, le prix de revient d'un tel procédé peut être estimé à la moitié du prix de revient de l'épuration en station.

L'épandage en champs billonnés suivant les lignes de niveau est pratiqué en sucrerie pour les eaux de transport et lavage. Ces eaux contiennent jusqu'à 300 grammes de terre/litre et les quantités épandues sont de l'ordre de 300 mm, ce qui correspond à un apport de terre de 5 à 10 cm, apport pouvant intéresser l'agriculture. L'évolution de la matière organique se poursuit sans odeurs, pendant l'hiver, et le terrain est labouré dès que possible et remis en culture dès le printemps.

Ce procédé exige une préparation soigneuse du terrain, et la reprise des terres après épandage peut apporter des difficultés de traction. Néanmoins ce procédé utilisé en sucrerie est globalement plus intéressant que les autres procédés disponibles, tant pour son prix de revient que pour la sécurité qu'il offre.

V. — CONCLUSION

Ces deux exemples montrent que l'utilisation du sol comme système épurateur peut être intéressante économiquement mais il ne faut pas oublier que l'épandage a des contraintes de main-d'œuvre, de voisinage, d'industrie. Comme toujours en matière d'épuration d'eau, chaque cas est un cas particulier et l'épandage ne devra pas être écarté *a priori* lorsqu'il y a un problème d'épuration à résoudre. Il est d'ailleurs important de constater que l'épandage est un moyen d'épuration qui conserve une grande partie des capitaux investis puisque les terrains ayant servi, s'ils ont été utilisés correctement, ont gardé leurs aptitudes à produire.

Sur un plan plus général, le sol restera toujours un bon moyen complémentaire des stations classiques que ce soit pour l'épandage des boues, pour écrêter une pointe de pollution qui ne justifie pas le surdimensionnement d'une station, ou pour l'épuration tertiaire des effluents.

Enfin, dans l'optique d'un ajustement de la qualité de l'eau prélevée aux besoins réels des utilisateurs, on est en droit de se demander si l'agriculture, le plus gros consommateur d'eau actuel, pourra continuer à utiliser des eaux propres alors que les eaux de moins bonne qualité pourraient satisfaire les besoins des cultures et être épurées simultanément.

Reçu pour publication en janvier 1974.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier M. GRAS, Maître de Recherches de l'I. N. R. A., Station d'Agronomie et de Physiologie végétale d'Antibes, d'avoir bien voulu nous aider par ses conseils et ses corrections à la réalisation de ce travail.

SUMMARY

THE USE OF SOIL AS A PURIFYING SYSTEM

The different functions of the soil-system of purifying are studied, in particular : filtration, retention and transmission of water, aeration and retention of dissolved matter, action of the microflora and exportation by plants. After examining the means of controlling purification by soil, data concerning the soil's efficiency in purifying waste-water are analyzed and compared with agronomic data on the evolution of organic matter. From this it can be deduced that soil should be capable of purifying about 1 200 kg DCO per hectare per day.

In conclusion, details of the practical uses of soil as a purifying system are given.

ZUSAMMENFASSUNG

DIE VERWENDUNG DES BODENS ALS REINIGUNGSSYSTEM

Die verschiedenen Funktionen des Bodens als Reinigungssystem wurden untersucht, und zwar : die Filtration, die Zurückhaltung und die Überführung des Wassers, die Belüftung, die Zurückhaltung der gelösten Stoffe, die Wirkung der Mikroflora und die Herausführung durch die Pflanzen. Nach einer Prüfung der Kontrollmöglichkeiten der Reinigung durch den Boden werden die Daten bezüglich den Reinigungseffekt der Abwässer durch den Boden analysiert und mit den agronomischen Daten über die Entwicklung der organischen Materien verglichen. Daraus ergibt sich, dass der Boden ca. 1 200 kg DCO pro Hektar und Tag reinigen könnte.

Die praktische Verwendung des Bodens als Reinigungsystem wird abschliessend durchbesprochen.

РЕЗЮМЕ

Почва как очистительная система.

Г. КАТРУ, Ж. К. ЖЕРМОН, Ф. ГРАФФЕН.

Изучались различные функции почвы как очистителя, в частности, фильтрация, передача и удержание влаги, аэрация, фиксация растворенных веществ, действие микрофлоры и вынос растительностью. По исследовании способов контроля очищения воды почвой, анализировались данные по производительности очищения сточных вод сравнивавшиеся затем с агрономическими данными об эволюции органического вещества. Можно прийти к заключению что почва способна очистить приблизительно 1200 кг химического потребления кислорода на гектар в день.

И, наконец, детально рассматривается практическое применение почвы в качестве очистительной системы.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALLISON L. E., 1947. Effects of micro-organisms on permeability of soil under prolonged submergence. *Soil Sci.*, **63**, 439-450.

BAARS J. K., 1957. L'épuration biologique dans le sol des eaux polluées. *Bull. trimestriel du C. B. E. D. E.*, nº 36, 75-82.

BALLAY D., 1972. Utilisation des eaux résiduaires en agriculture p. 141-161 dans *Les eaux résiduaires des Industries agricoles et alimentaires*. 12e Symposium International C. I. I. A., Budapest, mars 1970. Éditions Dr W. Junk NV. La Haye.

BENDIXEN T. W., HILL R. D., DUBUYNE F. T., ROBECK G. G., 1969. Cannery waste treatment by spray irrigation runoff. *Journal W. P. C. F.*, **41**, 385-391.

CASAYS L., SURUN J., 1967. L'épandage par aéro-aspersion des eaux résiduaires d'industries agricoles. *Bull. Techn. Inform.*, 224, 1-8.

CLARK F. E., KEMPER W. D., 1967. Microbial activity in relation to soil water and soil aeration. In HAGAN M. et col. *Irrigation of Agricultural Lands*, 471-480. American Soc. of Agronomy. Madison Wisconsin.

COOK E. E., KINCANNON D. F., 1971. An evaluation of trickling filter performance. *Water and Sewage Works*, 90-95.

COOPERATIVE EXTENSION SERVICE. Oregon state university, Corvallis, Oregon. 1965. Rapport nº 197. *Trends and Anticipated changes in water-use practices for irrigation in the Willamette valley.*

DEMOLON A., 1948. *Dynamique du sol*, 178 p. Librairie Dunod, Paris.

DUTIL P., BALLIF J. L., 1972. Mobilisations totales et exportations réelles en éléments minéraux des principales cultures de la Champagne crayeuse. *Travaux de la station d'Agronomie de Châlons-sur-Marne*, nº 8.

FOUROT M., 1972. (Communication personnelle).

GERMON J. C., CATROUX G., 1972. Résultats non publiés.

GILDE L. C., KESTER A. S., LAW J. P., NEELEY C. H., PARMELEE D. M., 1971. A spray irrigation system for treatment of cannery wastes. *Journal W. P. C. F.*, **43**, 2011-2025.

GRAFFIN P., 1971. Étude intégrée de la décomposition d'apports organiques dans le sol. *Ann. agron.*, **22**, 213-239.

GRAS R., CATROUX G., GRAFFIN Ph., MORISOT A., 1972. Le sol, système épurateur, in l'*I. N. R. A. et l'Environnement. Inventaire des recherches*, 1-8.

GRAS R., MORISOT A., 1973. *Étude de l'Épandage des Eaux résiduaires des Industries agricoles et alimentaires.* Étude réalisée à la demande du Ministère de l'Agriculture et du développement rural, Direction des Industries agricoles et alimentaires, juin 1973.

GREENBERG A. E., THOMAS J. F., 1954. Sewage effluent reclamation for industrial and agricultural use. *Sew. Ind. wastes*, **26**, 761-770.

HEYWOOD R. T., STEVENS T., WEBBER L. R., 1969. Cannery waste disposal on land. *Canad. J. Soil Sci.*, **49**, 211-218.

KRAMER D., 1960. Die Reinigung der Abwässer von Zuckerfabriken im Boden. *Zucker* nº 17, 436-441

LEES H., PORTEOUS J. W., 1950. The release of carbon dioxide from soils percolated with various organic materials. *Plant and Soil*, **2**, 231-241.

LEFÈVRE G., 1974. Deux années d'observations sur l'épandage par aspersion d'eaux résiduaires de féculerie sur sol de limon. *Ann. agron.*, **25** (2-3), 267-287.

MACURA J., KUNK F., 1961. Continuous flow method in soil microbiology. II. Observation on glucose metabolism. *Folia Microbiol.*, **6**, 398-407.

MACURA J., SZOLNOKI J., KUNC F., VANČURA V., BABICKY A., 1965. Decomposition of glucose continuously added to soil. *Folia microbiol.*, **10**, 44-54.

MOURGUES J., MAUGENET J., 1969. Méthodes d'évaluation et valeurs de la charge polluante des eaux résiduaires des Industries alimentaires. *Ann. Technol. agric.*, **18**, 45-66.

PARIZEK R. R., LANE B. E., 1970. Soil water sampling using pan and deep presure-vacuum lysimeters. *J. of Hydrology*, **11**, 1-21.

PENNYPACKER S. P., SOPPER W. E., KARDOS L. T., 1967. Renovation of wastewater effluent by irrigation of forest land. *Journal W. P. C. F.*, **39**, 285-296.

SCHRAUFNAGEL F. H., 1962. Ridge and furrow irrigation for industrial waste disposal. *Journal W. P. C. F.*, **34**, 1117-1132.

SCHULZE K. L., 1960. Load and efficiency of trickling filter. *Journal W. P. C. F.*, **32**, 245.

SIMONART P., MAYAUDON J., 1958. Étude de la décomposition de la matière organique dans le sol au moyen de carbone radioactif. *Plant and Soil*, **9**, 367-375.

SKULTE B. P., 1956. Irrigation with sewage effluents. *Sew. Ind. wastes*, **28**, 36-43.

SØRENSEN L. H., 1967. Duration of amino acid metabolites formed in soils during decomposition of carbohydrates. *Soil Sci.*, **104**, 234-241.

THOMAS R. E., BENDIXEN T. W., 1969. Degradation of wastewater organics in soil. *Journal W. P. C. F.*, **41**, 808-813.

THOMAS R. E., SCHWARTZ W. A., BENDIXEN T. W., 1966. Soil chemical changes and infiltration rate reduction under sewage spreading. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **30**, 641-646.

VELZ C. J., 1948. A basic law for the performance of biological filter. *Sew Works J.*, **20**, 607.

VILAIN M., DRUELLE J. P., 1970. Détermination du coefficient de diffusion de l'oxygène dans un milieu poreux non consolidé sec et à saturation variable. *C. R. Acad. Sc.*, **271**, 2090-2093.

WAGNER G. H., 1962. Use of porous ceramic cups to sample soil water within the profile. *Soil Sci.*, **94**, 379-386.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 195-205.

DESCRIPTION D'UN RESPIROMÈTRE ÉLECTROLYTIQUE UTILISÉ POUR ÉTUDIER LA BIODÉGRADABILITÉ D'EFFLUENTS APPORTÉS AU SOL

J.-C. GERMON et A. VERGUET

Laboratoire de Microbiologie des Sols,
Centre de Recherches de Dijon, I. N. R. A.,
B. P. 1540, 21034 Dijon Cédex

RÉSUMÉ

Après avoir rappelé les principales caractéristiques des respiromètres existants, on donne les détails de construction d'un respiromètre électrolytique peu coûteux et adapté à l'étude de la biodégradabilité d'effluents apportés au sol. Les possibilités d'utilisation de ce matériel sont montrées à l'aide d'eaux résiduaires de sucreries.

INTRODUCTION

L'utilisation de l'épandage comme procédé d'épuration des effluents rejetés dans le milieu naturel par l'agriculture et les industries qui lui sont liées, exige l'étude préalable des facteurs dont dépend la minéralisation des matières organiques apportées au sol. Dans ce but, nous avons mis au point un respiromètre nous permettant d'étudier la cinétique de la respiration d'échantillons de sol et, par là, l'influence de certains paramètres sur la minéralisation de substrats apportés.

Après avoir donné les caractéristiques des principaux respiromètres existants, nous décrirons celui que nous avons mis au point et qui présente les avantages de pouvoir fonctionner sans surveillance avec des échantillons de sol de 200 g, incubant pendant plusieurs semaines.

LES DIFFÉRENTS RESPIROMÈTRES EXISTANT ACTUELLEMENT

Le respiromètre le plus couramment utilisé pour mesurer la respiration du sol est l'appareil de Warburg (Chase et Gray, 1957 ; Stotzky, 1965), mais celui-ci ne permet de travailler que sur des temps relativements courts et sur de petites quantités de terre — quelques grammes seulement.

STOTZKY (1960) propose un appareil dérivé permettant de travailler avec davantage de matériau — 30 g de terre — et sur une durée plus longue. Mais le fonctionnement de son appareil n'est pas continu, il nécessiste des interventions répétées et ne permet d'établir un bilan respiratoire que par extrapolation.

Le respiromètre électrolytique, en régénérant l'oxygène consommé permet de pallier ces difficultés. Couplé à un système d'enregistrement convenable, il peut fonctionner sans interventions extérieures pendant de longues périodes.

Plusieurs respiromètres électrolytiques destinés à étudier la respiration du sol ont été décrits (McGARITY, GILMOUR et BOLLEN, 1958 ; GREENWOOD et LEES, 1959 ; BIRCH et MELVILLE, 1969) mais l'appareil le plus intéressant a été mis au point par un zoologiste (McFADYEN, 1961).

Tous reposent sur le même principe : le gaz carbonique dégagé par la respiration du matériel étudié est piégé par de la soude ou de la potasse, tandis que la pression partielle d'oxygène est maintenue constante grâce à un dispositif d'électrolyse.

Les perfectionnements apportés aux premiers respiromètres électrolytiques portent sur les trois parties de ces appareils :

1. — *L'enceinte respiratoire*

L'appareil qui semble se généraliser dérive du manomètre différentiel de Barcroft. Une enceinte respiratoire est reliée à une enceinte de compensation de même volume, par l'intermédiaire d'un tube en U rempli d'un liquide électrolytique ; les variations de niveau de celui-ci sont uniquement dues à la consommation d'oxygène par le matériel vivant étudié, l'ensemble étant isolé de l'atmosphère ambiante et donc insensible aux variations de pression atmosphérique.

2. — *Le générateur d'oxygène*

Dans le tube en U rempli de sulfate de cuivre, plonge une cathode en cuivre, tandis qu'une anode en platine affleure le ménisque liquide, dans le bras relié à l'enceinte respiratoire. La consommation d'oxygène entraîne l'établissement d'un contact entre l'anode et le liquide.

Dans les premiers appareils (McGARITY *et al.*, 1958 ; GREENWOOD et LEES, 1959) ce dispositif sert de cuve à électrolyse ; une quantité d'oxygène égale à celle consommée est produite à l'anode, et un dépôt de cuivre de volume négligeable se forme à la cathode.

Par la suite (McFADYEN, 1961), ce contact sert seulement à commander la mise en fonctionnement d'une alimentation stabilisée en courant continu qui débite dans une cuve à électrolyse indépendante. La quantité d'oxygène dégagée est alors proportionnelle au temps de passage du courant.

3. — *Le système de contrôle*

Initialement, la quantité d'oxygène produite était estimée en mesurant le volume d'hydrogène dégagé directement à la cathode dans les respiromètres non différentiels (McGARITY *et al.*, 1958), ou à la cathode d'un voltamètre placé en série dans le circuit pour les respiromètres différentiels (GREENWOOD et LEES, 1959).

Si le courant d'électrolyse est d'intensité constante, un système d'enregistrement est réalisable, allant de l'horloge électrique, donnant le temps total de passage du courant, au dispositif plus élaboré de McFADYEN : le temps d'électrolyse est fixé initialement et affiché sur une minuterie : chaque fois que le contact est fermé au niveau de la cathode détectrice de variation de volume, une quantité d'électricité déterminée passe dans le circuit d'électrolyse, tandis qu'une impulsion est transmise à un enregistreur. Un tel dispositif permet d'établir alors une cinétique de la respiration.

Aucun des appareils décrits précédemment ne permet de travailler à la fois sur des quantités importantes de terre, pendant plusieurs semaines, avec très peu d'interventions, et d'obtenir une cinétique de la respiration.

PRÉSENTATION DE L'APPAREIL

1. — *Description et fonctionnement*

Dans son principe, le respiromètre décrit dérive de celui de McFADYEN (1961). Nous l'avons adapté pour pouvoir travailler sur un matériau plus volumineux et consommant davantage d'oxygène. Une modification portant sur le système de détection de niveau a été effectuée.

L'ensemble (fig. 1) est composé par 5 enceintes respiratoires, un dispositif de détection de niveau et de production d'oxygène, un enregistreur et un programmeur permettant d'utiliser les 5 enceintes en même temps.

Chaque enceinte comprend une chambre de respiration et une chambre de compensation qui communiquent par l'intermédiaire d'un tube en U contenant un liquide de faible résistivité, à savoir une solution de sulfate de cuivre.

Les variations de niveau de ce liquide dans la chambre de respiration, font office d'interrupteur : quand le contact est établi entre l'anode a_1 et le ménisque liquide, le détecteur D commande la mise en route de la minuterie M qui laissera passer dans le circuit d'électrolyse, pendant un temps déterminé, un courant d'intensité constante débitée par l'alimentation stabilisée A. S.

Chaque passage d'une telle quantité de courant est rapporté graphiquement par l'enregistreur E.

Le détecteur de niveau, l'enregistreur et l'ensemble alimentation stabilisée-minuterie sont connectés successivement sur chacune des 5 enceintes respirométriques par un programmeur qui ferme et ouvre successivement chaque série de 3 contacts.

Nous donnerons maintenant quelques détails pratiques sur chaque partie de ce respiromètre.

a) *Les enceintes respiratoires* (fig. 1 et 2).

Les chambres de respiration et de compensation ont un volume de 2,2 l. chacune. Elles sont reliées par un tube en U en verre ou en P. V. C. d'un diamètre intérieur de 7,5 mm, qui contient une solution de sulfate de cuivre.

L'ensemble est en chlorure de polyvinyle : les différentes pièces ont été assemblées par collage. Les deux brides destinées à enserrer le couvercle et son support sont en alliage d'aluminium.

L'étanchéité est assurée entre le couvercle et son support par un joint torique de faible dureté. L'ensemble des deux brides, du couvercle, et de son support est percé de 8 trous permettant le passage de boulons de serrage.

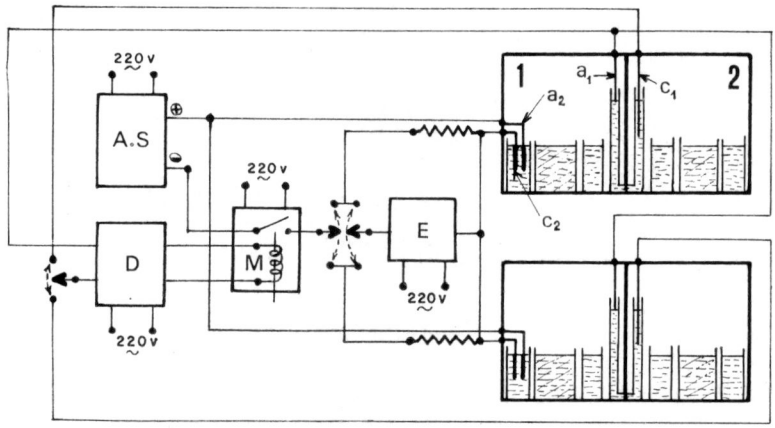


FIG. 1. — *Schéma d'ensemble du respiromètre avec deux des enceintes*

1 : chambre de respiration
2 : chambre de compensation
a_1 : Anode, c_1 : Cathode } du détecteur de niveau
a_2 : Anode, c_2 : Cathode } reliées à l'alimentation stabilisée (en courant continu)
AS : Alimentation stabilisée en courant continu
D : Détecteur de niveau
E : Enregistreur potentiométrique
—●→ : Contact commandé par une came du programmeur

En outre, une petite ouverture latérale de 6 mm de diamètre est aménagée dans chacune des deux chambres, avec un système de fermeture adéquat.

Une électrode de contact en platine affleure le ménisque liquide dans le bras du tube en U de la chambre de respiration, tandis qu'une électrode en cuivre plonge dans l'autre bras. Deux autres électrodes, une en platine et une en cuivre, plongent dans un bécher placé dans la chambre de respiration et destiné à recevoir le liquide électrolytique qui est une solution saturée en $CuSO_4$.

b) *Le programmeur.*

Il s'agit d'un programmeur à 15 cames convenablement réglées, entraîné par un moteur synchrone d'une période de 15 minutes; ceci permet de disposer d'un intervalle de 3 minutes tous les quarts d'heures par enceinte.

c) *Le système de production d'oxygène.*

Il est constitué d'un détecteur de niveau (fig. 1 et 3), d'une minuterie synchrone, et d'une alimentation en courant continu, stabilisée en intensité.

A l'aide d'une seringue adaptée à la chambre de respiration, nous avons montré

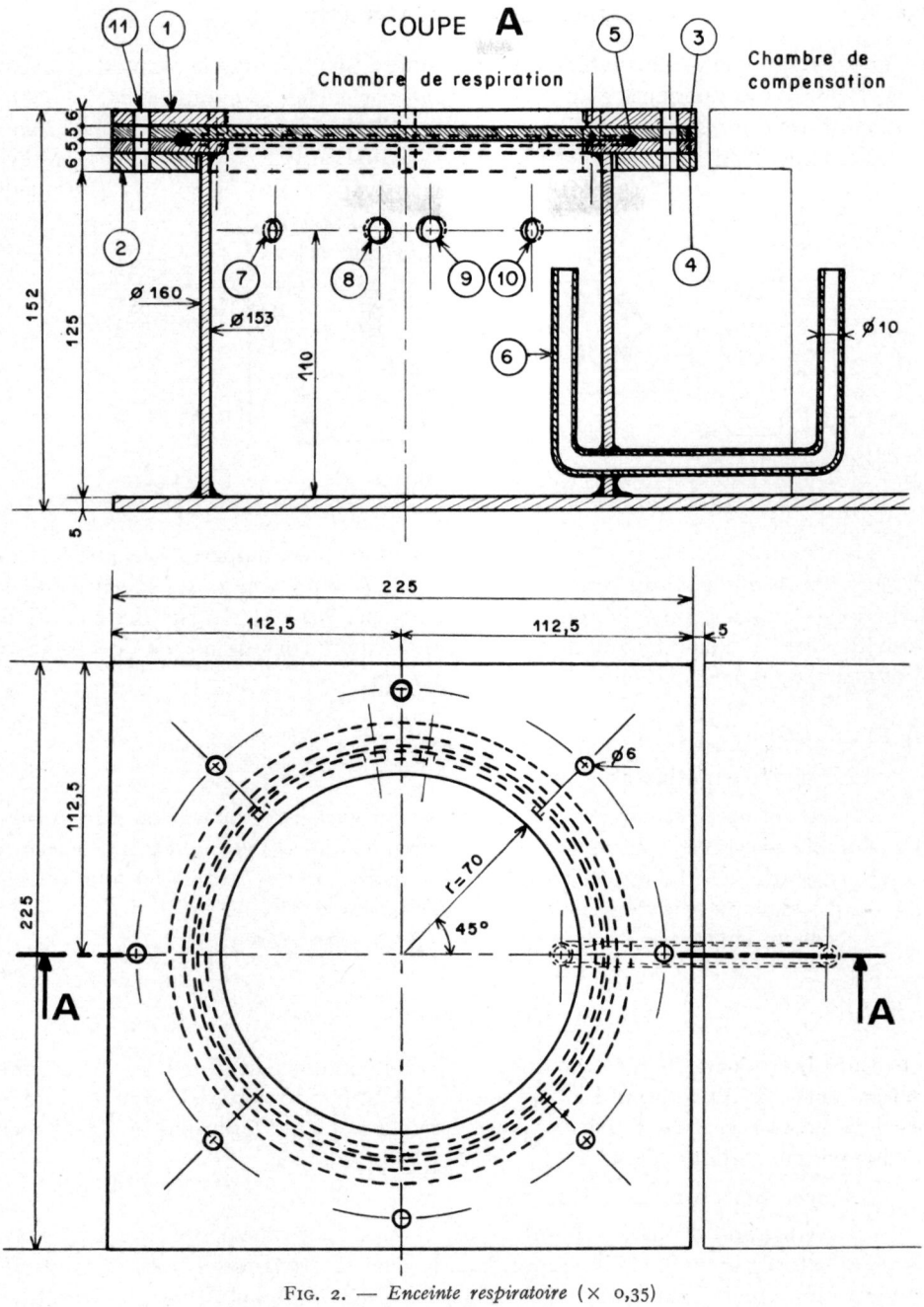


FIG. 2. — *Enceinte respiratoire* (× 0,35)

1 : Bride de serrage supérieure (dural)
2 : Bride de serrage inférieure (dural)
3 : Couvercle (PVC transparent)
4 : Support de couvercle (PVC opaque)
5 : Joint torique (Ø int. : 170,8 ; Ø ext. = 177,8 ; dureté shore : 50 pts)
6 : Tube de verre
7 : Ouverture latérale
8 : } passage pour les électrodes reliées à l'alimentation stabilisée
9 : }
10 : passage pour l'anode du détecteur de niveau
11 : Trous pour les boulons de serrage

qu'une variation de volume inférieure à 2 ml suffisait pour fermer le contact au niveau de l'électrode a_1 et permettre au détecteur D d'enclencher la minuterie M.

Pour des raisons inhérentes aux appareils utilisés, le temps affiché sur la minuterie a été fixé à 1 mn 30 s.

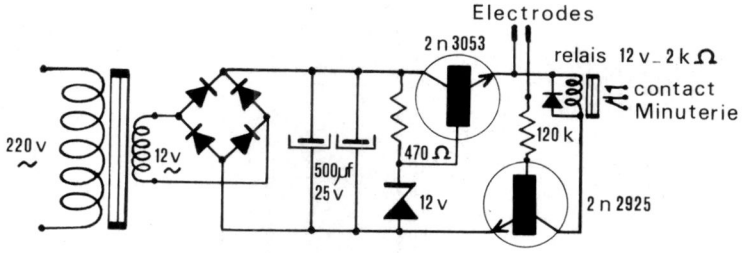


FIG. 3. — *Détecteur de niveau*

L'alimentation stabilisée peut débiter un courant de 2 ampères sous une tension de 30 volts. L'intensité du courant peut être réglée en fonction des besoins lors de la période de plus grande consommation d'oxygène. Dans la plupart des conditions où nous opérons, une intensité de 300 mA suffit, ce qui correspond à un dégagement de 2,24 mg d'O_2 pour un temps de passage de 1 mn 30 s.

d) *L'enregistreur.*

Il est possible d'utiliser :

— soit un enregistreur potentiométrique qui enregistre la tension aux bornes, d'une faible résistance, placée sur chaque circuit d'électrolyse. Pour une enceinte respirométrique déterminée, la résistance est différente des autres, ce qui permet d'avoir des signaux caractéristiques pour chacun des appareils.

— soit un enregistreur « topeur » à 5 voies, moins onéreux.

2. — *Mise en fonctionnement*

Lors des préparatifs précédant la mise en fonctionnement, il faut apporter dans chaque enceinte du respiromètre les mêmes quantités de matériel, pour maintenir le même volume gazeux de part et d'autre et pour que les variations ne soient dues qu'à la consommation d'O_2.

Les opérations sont les suivantes :

— vérification du niveau liquide dans le tube en U et apport de 25 ml d'une solution saturée en sulfate de cuivre dans la cuve à électrolyse de la chambre de respiration ; apport semblable dans un bécher dans la chambre de compensation.

— apport de 200 g de terre, convenablement traitée et amenée à une humidité donnée dans la chambre de respiration, et de 200 g de sable stérile amené à la même humidité avec de l'eau enrichie en $HgCl_2$ pour éviter tout développement de germes, dans la chambre de compensation.

— apport, dans chaque chambre, d'un bécher contenant 15 ml de soude 3 N : à cette concentration, la soude n'absorbe pratiquement pas d'eau.

— fermeture des respiromètres après graissage des joints. Les ouvertures latérales sont maintenues ouvertes encore pendant 4 heures pour que l'ensemble se mette en équilibre. L'atmosphère des deux enceintes se sature en humidité sans pour autant créer de surpression. Pour la mise en équilibre, les respiromètres sont placés dans une salle thermostatée où ils resteront pendant toute la durée de l'incubation.

Les branchements électriques sont effectués dès que les ouvertures latérales sont fermées.

Pendant toute la période de fonctionnement, les appareils ne nécessiteront qu'une surveillance réduite.

— à la fin de la période d'incubation, la soude carbonatée est titrée et les différents dosages souhaités sont effectués sur la terre. Le dépouillement du graphe permet l'établissement des courbes de consommation d'oxygène.

3. — *Résultats*

L'appareil a été éprouvé en comparant la quantité d'oxygène produite par électrolyse, calculée d'après la loi de Faraday, à celle utilisée pour oxyder en sulfate une quantité connue de sulfite, apportée dans la chambre de respiration et agitée pendant 48 heures, en présence d'un catalyseur d'oxydation ; la quantité d'oxygène utilisée est alors calculée après titration du sulfite en début et en fin de manipulation (SCHULTZ et GADEN, 1956).

Les résultats obtenus sont donnés dans le tableau I.

TABLEAU I

Comparaison entre la quantité d'oxygène utilisée pour oxyder le sulfite en sulfate, déterminée par titration, et la quantité d'oxygène produite par électrolyse, calculée d'après la loi de Faraday

O_2 produit par électrolyse (1)	O_2 utilisé pour oxyder $SO_3^=$ en $SO_4^=$ (2)	Différence (1) — (2) en p. 100
353,6	357,2	— 1
285,4	280,4	+ 1,5
660,4	657,6	+ 0,4
264,7	262,5	+ 0,8
276,6	274,5	+ 0,8
271,8	274,5	— 1
281,4	274,2	+ 2,6
279	272,8	+ 2,3
276,6	278,2	— 0,6

Les résultats diffèrent de — 1 à + 2,6 p. 100, la différence moyenne étant de + 0,65 p. 100 par rapport à la quantité d'oxygène déterminée par titration.

Le test de t appliqué aux 2 séries de mesures montre qu'elles ne sont pas significativement différentes avec $P = 0,05$.

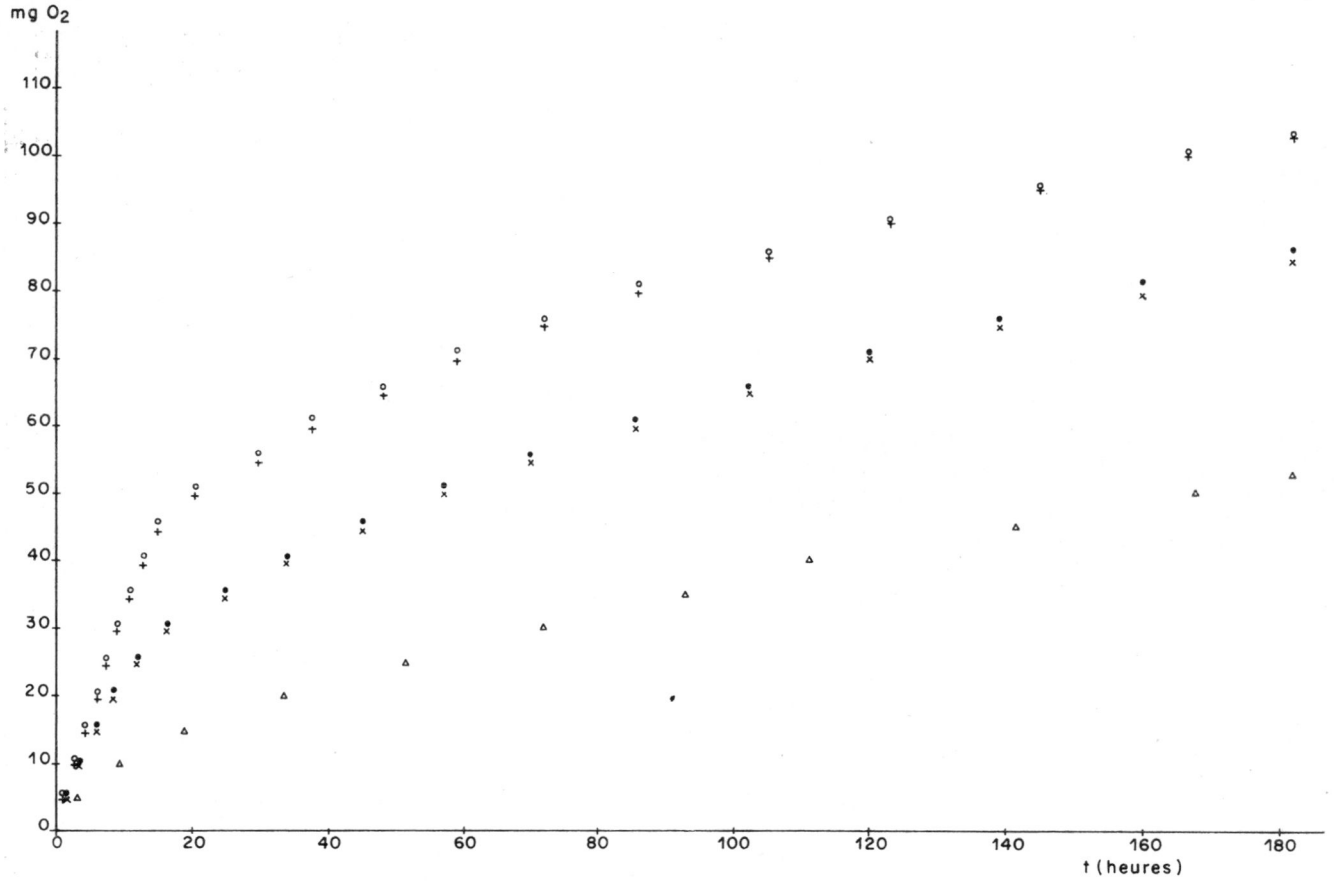


FIG. 4. — *Courbes de consommation d'oxygène*

△ : Sol + eau permutée
○ : Sol + eau de sucrerie nº 1
\+ : — — — 1 (bis)
● : Sol + eau de sucrerie nº 2
× : — — — 2 (bis)

Des incubations de sols ont été ensuite effectuées : il s'agissait de déterminer dans un premier temps la vitesse de minéralisation des matières organiques apportées à un sol par des eaux résiduaires provenant de différentes sucreries.

TABLEAU 2

Respiration d'échantillons de sol ayant reçu une eau résiduaire

Origine de l'eau ajoutée au sol	DCO apportée	DBO_5 apportée	O_2 consommé		CO_2 dégagé en mM	QR
			mg	mM		
Eau permutée	0	0	52,5	1,6	1,77	1,08
Eau sucrerie 1	91,6	72	102,5	3.2	2,9	0,91
Eau sucrerie 1	91,6	72	102,5	3,2	2,9	0,91
Eau sucrerie 2	62,4	45,2	83,5	2,6	2,65	1,01
Eau sucrerie 2	62,4	45,2	85,8	2,7	2,77	1,03

Pour cela, des échantillons de 200 g d'un sol brun calcaire, tamisé à 2 mm, ont reçu 30 ml d'eaux résiduaires et le complément en eau permutée, pour les amener à une humidité de 25 p. 100, soit environ 80 p. 100 de la capacité de rétention. L'échantillon témoin n'a reçu que de l'eau permutée.

Les résultats regroupés dans le tableau 2 nous ont permis d'établir les courbes données sur la figure 4.

CONCLUSION

Le respiromètre mis au point peut permettre d'étudier la respiration d'échantillons de sols de l'ordre de 200 g, incubant pendant plusieurs semaines, avec une surveillance minime. La précision des mesures obtenues est de l'ordre de 3 p. 100.

Il reste que les résultats obtenus ne peuvent être pris en considération que dans la mesure où l'incubation se déroule en aérobiose, ce qui oblige à travailler dans des limites assez étroites quant à l'humidité du sol.

De plus, nous avons opéré jusqu'à maintenant en atmosphère dépourvue de CO_2, ce qui est critiquable du point de vue microbiologique. Il existe des techniques permettant de maintenir le taux de CO_2 à l'intérieur d'une enceinte à un niveau connu (McFADYEN 1970) et que nous nous proposons d'utiliser dès que cela sera nécessaire.

En ce qui concerne les effluents destinés à l'épandage, cet appareil doit nous permettre d'étudier l'influence de certains paramètres sur leur vitesse de minéralisation, et nous aider à définir les quantités qui peuvent être apportées à un sol donné, sans risque de pollution ultérieure.

En outre, cet appareil permet la détermination directe de la DBO_5 d'un effluent.

Reçu pour publication en janvier 1974.

SUMMARY

DESCRIPTION OF AN ELECTROLYTIC RESPIROMETER USED FOR THE STUDY OF BIODEGRADABILITY OF SEWAGE APPLIED TO SOIL

After reviewing the main characteristics of existing respirometers, construction details are given for an inexpensive electrolytic respirometer adapted to the study of the biodegradability of sewage applied to the soil. Its possible uses are demonstrated with the help of wastewater from sugar works.

ZUSAMMENFASSUNG

BESCHREIBUNG EINES ELEKTROLYTISCHEN ATMUNGSMESSGERÄTS FÜR DIE UNTERSUCHUNG DER BIODEGRADIERBARKEIT VON DEM BODEN ZUGEFÜHRTEN ZUFLÜSSEN

Nach einer Erwähnung der wichtigsten Eigenschaften der bestehenden Atmungsmessgeräte werden die Bestandteile eines billigen elektrolytischen Atmungsmessgeräts beschrieben, das zur Untersuchung der Biodegradierbarkeit von dem Boden zugeführten Zuflüssen geeignet ist. Die Verwendungsmöglichkeiten dieses Geräts werden am Beispiel der Abwässer von Zuckerfabriken gezeigt.

РЕЗЮМЕ

Описание электролитического респирометра применяющегося для изучения биодеградационной способности сточных вод принесенных в почву.

Ж. К. ЖЕРМОН, А. ВЕРГЕ.

Напомнив, прежде всего, главные характерности существующих респирометров, авторы детально рассматривают устройство электролитического респирометра, слабой себестоимости, приспособленного к изучению биодеградационной способности принесенных в почву сточных вод. На примере сточных вод сахарных заводов доказываются затем возможности применения этого прибора.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BIRCH J. W., MELVILLE M., 1969. An electrolytic respirometer for measuring oxygen uptake in soils *J. Soil Sci.*, **20**, 101-110.

CHASE F. E., GRAY P. M. M., 1957. Application of the Warburg respirometer in studying respiratory activity in soil. *Can. J. Microb.*, **3**, 335-349.

CHASE A.-M., UNWIN D. M., BROWN R. M. J., 1968. A simple electrolytic respirometer for the continuous recording of oxygen consumption under constant and natural conditions. *J. exp. Biol.*, **48**, 207-215.

FOURCHE J., 1964. Un respiromètre électrolytique pour l'étude des pupes isolées de Drosophile. *Bull. Biol.*, **98**, 475-489.

MCGARITY J. W., GILMOUR C. M., BOLLEN W. B., 1958. Use of an electrolytic respirometer to study denitrification in soil. *Can. J. Microbiol.*, **4**, 303-316.

GREENWOOD D. J., LEES M., 1959. An electrolytic rocking percolator. *Plant and Soil*, **11**, 1, 87-92.

SMITH H. W., 1962. An electrolytic respirometer with microlitre sensitivity. *Lab. Pract.*, 741-746.

MCFADYEN A., 1961. A new system for continuous respirometry of small airbreathing invertebrates under near natural conditions. *J. Exp. Biol.*, **38**, 323-341.

MCFADYEN A., 1970. Simple methods for measuring and maintaining the proportion of carbon dioxide in air, for use in ecological studies of soil respiration. *Soil Biol. Biochem.*, **2**, 9-18.

MONTGOMERY H. A. C., 1967. The determination of biochemical oxygen demand by respirometric methods. *Water research*, **1**, 631-662.

SCHULTZ J. S., GADEN E. L., 1956. Sulfite oxydation as a mesure of aeration effectiveness. *Ind. Eng. Chem.*, **48**, 2209-2212.

STOTZKY G., 1960. A simple method for the determination of the respiratory quotient of soils. *Can. J. Microb.*, **6**, 439-452.

STOTZKY G., 1965. Microbial respiration. *Methods of soil analysis*, vol. 2, Chemical and Biochemical Properties, 1550-1572. C. A. BLACK *et al.*, Madison, Wisconsin.

YOUNG J. C., CLARK J. W., 1967. In MONTGOMERY H. A. C. The determination of biochemical oxygen demand by respirometric methods. *Water research*, **1**, 631-662.

EAUX RÉSIDUAIRES ET DÉCHETS DES INDUSTRIES AGRICOLES ET ALIMENTAIRES

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 209-229.

CARACTÉRISATION DES EFFLUENTS DES INDUSTRIES AGRICOLES ET ALIMENTAIRES

A. MORISOT [1] et R. GRAS [1]
avec la collaboration technique de J. OUDARD

Station d'Agronomie,
Centre national de Recherches agronomiques, I. N. R. A.,
78000 Versailles

RÉSUMÉ

On présente ici les résultats des analyses d'effluents réalisées pour une enquête sur l'épandage des eaux usées de 7 industries agricoles et alimentaires. L'interprétation qui en est faite fournit un exemple d'utilisation de méthodes d'analyse et traitement des données (analyse factorielle des correspondances et classifications numériques) et permet une première caractérisation de divers types d'effluents à partir des résultats de 20 analyses ou mesures faites sur chaque prélèvement.

SIGNIFICATION DES SYMBOLES UTILISÉS

Type d'effluent

a : Abattoir
c : Conserverie de pois ;
cd : Conserverie de pois après décantation en bassin ;
d : Distillerie de betterave ;
f : Féculerie ;
lf : Laiterie : atelier de fromagerie seul ;
lm : Laiterie : atelier de fromagerie seul + autres ateliers ;
lp : Laiterie : pasteurisation et conditionnement du lait ;
ls : Laiterie : atelier de séchage seul ;
p : Jus de pommes (après décantation) ;
pb : Jus de pommes (avant décantation) ;
sd : Sucreries-distilleries.

[1] Adresse actuelle : Station d'Agronomie et de Physiologie végétale, 45, Boulevard du Cap, B. P. 78, 06602 Antibes.

Caractéristiques des effluents

Symboles chimiques usuels : indice « *s* » : en solution ;
indice « *d* » : en suspension.

IM : Volume de dépôt recueilli au cône d'Imhoff ;
VC : Volume du culot à la centrifugation ;
DCO : DCO totale ;
DCO_d : DCO après décantation de 2 heures ;
T : tension d'adhésion.

INTRODUCTION

Les industries agricoles et alimentaires produisent des effluents en qualité et quantité telles que, rejetés directement dans les cours d'eau, ils satureraient le pouvoir auto-épurateur. L'élimination de ces eaux résiduaires impose donc le choix d'un système d'épuration parmi les suivants (en utilisant la classification des Agences financières de Bassins) :

— Bassin de décantation et station d'épuration physico-chimique, c'est-à-dire utilisant des floculants ;
— Unité de traitement biologique (à lits bactériens ou à boues activées) ;
— Épandage sur des terrains cultivés.

Ce choix dépend, entre autres choses, des caractéristiques de l'effluent de l'usine concernée. Pourtant, ces caractéristiques ne sont pas toutes connues. C'est pourquoi nous présentons ici des résultats d'analyses plus complètes de divers effluents de ces industries et une tentative de classification suivant leur composition. Cette classification contribue, dans une certaine mesure, à réduire la diversité des situations à étudier.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

1. — *Usines étudiées*

Nous avons étudié les effluents de sept industries sur vingt-six usines qui se répartissent ainsi :

Sucreries-distilleries	5	(dont une sucrerie sans distillerie)
Distilleries de betteraves	2	
Féculeries	3	
Laiteries	10	
Conserveries	3	(conserveries de petits pois)
Traitement du jus de pomme	2	(concentration du jus de pomme et distillation)
Abattoir	1	

Cette étude a été réalisée au cours d'une enquête auprès d'usines qui pratiquent l'épandage de leurs effluents. Comme l'étude des épandages imposait un protocole d'observation très lourd, on n'a pu étudier qu'un nombre relativement réduit d'usines. D'autre part, on ne trouvera

pas ici une étude détaillée de la composition d'effluents, prélevés en continu pendant 24 heures par exemple. Pourtant, le nombre des caractéristiques mesurées ou analysées et la variété des technologies rencontrées constituent l'originalité de ce travail et permettent de proposer une gamme des valeurs que l'on peut s'attendre à rencontrer dans les divers cas examinés.

2. — *Prélèvements et analyses*

Un prélèvement d'effluent comportait cinq litres, dont deux étaient stabilisés par du chlorure mercurique à un pour mille. Au moins deux des prélèvements de chaque usine ont été totalement analysés. Les analyses effectuées étaient les suivantes :

— Mesure de DCO sur l'effluent brut.
— Séparation des matières en suspension :
  – mesure au cône d'Imhoff ;
  – centrifugation à 4 000 tr/mn pendant 20 minutes, recueil du surnageant, remise en suspension du culot par 250 ml d'eau permutée, nouvelle centrifugation et recueil du culot. On note le volume de ce culot.
— Analyses sur le culot uniquement : matière sèche, matière minérale et carbone.
— Analyses sur le culot et le surnageant : azote total, ammonium, phosphore, potassium, calcium, magnésium et sodium.
— Analyses sur le surnageant uniquement : $DCOad_2$ (après décantation de 2 heures), conductivité électrique, tension d'adhésion et pH.

Les mesures de DCO et d'azote étaient faites sur deux échantillons stabilisés, l'un stabilisé au prélèvement et l'autre après deux heures de décantation.

3. — *Méthodes statistiques*

Nous avons utilisé l'analyse factorielle des correspondances et trois classifications numériques. Les principes de ces méthodes seront exposés juste avant la présentation de leurs résultats, donc dans le paragraphe suivant.

RÉSULTATS

1. — *Charge des effluents*

Dans ce paragraphe, nous présentons les principaux résultats d'analyses des effluents.

1. 1. *Charge des effluents par type d'industries* (tabl. 1).

Les effluents les plus chargés globalement sont ceux des sucreries-distilleries (toutes les caractéristiques, sauf le pH, sont dans la gamme la plus élevée). Puis viennent ceux des distilleries et féculeries qui sont assez semblables. Les effluents de laiteries et conserveries de petits pois ou de jus de pomme sont beaucoup moins chargés. Il faut toutefois noter la forte teneur en sodium dans les laiteries (plus de 0,2 g/l).

L'abattoir a de fortes teneurs en cations (Ca, Mg, K, Na) et phosphore.

1. 2. *Charges des types d'effluents* (tabl. 2).

Pour les sucreries, distilleries et laiteries, nous avons distingué des types d'effluents :

1. 21. *Sucreries-distilleries.*

Huit types d'effluents ont été analysés. Le plus chargé globalement est la vinasse de mélasse (1),qui contient de fortes teneurs (plusieurs grammes par litre) d'azote, potassium, sodium, DCO et a une très forte conductivité électrique ; on notera que les vinasses de mélasse prélevées contenaient très peu de phosphore.

TABLEAU I

Charge des effluents par type d'industries

Industrie	N (1) (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	K (mg/l)	Na (mg/l)	P (mg/l)	DCO (g/l)	pH	Conduct. µmho/cm
Sucrerie-distillerie	90 à 4 000	130 à 28 000	0 à 550	160 à 3 600	50 à 3 300	5 à 1 800	1 200 à 40 000	4,6 à 7,5	1 600 à 60 000
Distillerie	80 à 650	65 à 650	100	1 000	90	180 à 280	9 000 à 14 000	3,4 à 5,8	6 000 à 10 500
Féculerie	250 à 1 500	60 à 500	10 à 150	1 300 à 3 000	15 à 90	250 à 600	15 000 à 30 000	5,0 à 6,5	7 000 à 13 000
Laiterie	15 à 50	50 à 400	5 à 70	0 à 220	30 à 2 500	5 à 200	300 à 7 300	3,1 à 11,1	800 à 16 000
Conserverie	5 à 45	80 à 230	10 à 40	15 à 115	60 à 300	0 à 30	500 à 3 800	4,7 à 6,6	800 à 3 200
Jus de pomme	15 à 55	65 à 260	5 à 20,	25 à 230	15 à 285	0 à 60	3 400 à 3 700	4,5	400 à 2 200
Abattoir	25	550	100 à 700	400	650 à 1050	220 à 420	1 300 à 3 000	6,8	3 200

(1) Azote de la phase liquide uniquement.

Viennent ensuite les effluents constitués en partie de vinasses de mélasse qui sont analogues à des vinasses diluées, mais enrichies en calcium et en phosphore. Les eaux boueuses de lavage (avec ou sans écumes de défécation) sont relativement riches en calcium, potassium, sodium et, à un degré moindre, en azote ; leur DCO peut être très forte (15 g/l). Les eaux de décantation des écumes mélangées aux eaux de purge des chaudières constituent les effluents les moins chargés. Mais leurs teneurs en sodium, leurs DCO et leurs conductivités électriques restent notables.

La décantation des eaux de lavage (avec ou sans vinasses neutralisées) diminue fortement les teneurs en calcium, magnésium et phosphore. Par contre, les teneurs en potassium, sodium et la conductivité ne baissent pas; (les teneurs en azote ne sont pas comparables).

(1) Indiquons que l'alcool peut provenir de la fermentation de la mélasse, sous produit de la fabrication du sucre (sucreries-distilleries), ou de la fermentation du jus de betterave (distillerie) ; le résidu de distillation est, dans le premier cas, la vinasse de mélasse et dans le second, la vinasse (de jus) de betterave.

TABLEAU 2

Charge des types d'effluents

Industrie	Effluent	N (1) (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	K (mg/l)	Na (mg/l)	P (mg/l)	DCO (g/l)	pH	Conductivité micromho/cm
Sucrerie-distillerie	Eau de lavage	90 à 450*	160 à 1 300	40 à 400	140 à 700	50 à 500	30 à 300	1 200 à 14 000	6,5	1 600 à 6 000
	Eau de lavage décantée	50	210	120	550	1 300	25	6 000	6,5	15 000
	Lavage + vinasses + eau d'écumes	550 à 950*	8 000 à 14 000	400 à 800	1 200 à 2 000	200 à 400	500 à 1 000	14 000	6,5	9 000 à 15 000
	Même effluent décanté	300	200	250	2 000	3 200	15	6 500	7,5	25 000
	Lavage + écumes	150*	1 200	150	600	1 200 à 1 800	40 à 90	7 000 à 12 000	6,5	15 000
	Eau d'écumes + eau de purge	40	500	30	160	300	5	3 000	7,0	5 500
	Eau d'écumes + vinasses	1 000 à 1 800*	16 000 à 29 000	300 à 550	1 400 à 2 200	1 300	800 à 1 800	12 000 à 35 000	7,0	25 000
	Vinasses de mélasse	600 à 4000	150	2 à 20	1600 à 3 600	1300 à 2 700	8 à 190	> 30 000	4,6 à 5,3	23 000 à 60 000
Distillerie	Vinasses de betterave	600	65 à 105	105	1 100	75	280	11 000 à 14 000	3,5	10 000
	Vinasses de betterave neutralisées	80 à 190	600	80	1 000	100	200	9 000 à 11 000	5,7	6 000
Laiterie	Séchage du lait	20	50 à 150	5	15	180 à 310	8	600	6,9 à 7,5	800 à 1 000
	Collecte + pasteurisation	15 à 50	90 à 170	8	3 à 12	30 à 400	15 à 65	250 à 2 500	3,1 à 11,1	1 100 à 2 700
	Collecte + fromagerie	15 à 60	250 à 400	10 à 70	100 à 220	400 à 2 500	150	3 300 à 7 500	4,7 à 5,7	4 000 à 15 000
	Collecte + fromagerie + séchage ou beurrerie ou concentration	15 à 50	90 à 250	0 à 50	20 à 200	150 à 700	10 à 200	1 500 à 6 500	3,4 à 6,9	1 500 à 4 500

(1) Azote de la phase liquide uniquement (sauf pour les mesures accompagnées d'un *).

1. 22. *Distilleries de betterave.*

Les vinasses de betteraves ressemblent aux vinasses de mélasse, mais elles sont moins concentrées. Toutefois, dans le cadre de notre échantillon, elles sont mieux pourvues en phosphore. La neutralisation de ces vinasses augmente la teneur en calcium et relève efficacement le pH.

1. 23. *Laiteries.*

Les effluents des tours de séchage et ceux de l'usine qui ne fait que collecter et pasteuriser le lait sont beaucoup moins chargés que ceux des usines qui ont d'autres ateliers (fromagerie, beurrerie...). Leurs teneurs en potassium, sodium (qui reste notable malgré tout), DCO et leurs conductivités sont inférieures. On retiendra les faibles concentrations en azote (moins de 60 mg/l)dans tous ces effluents de laiteries.

2. — *Comparaison des compositions des effluents à l'aide de l'analyse des correspondances*

2. 1. *La méthode de l'analyse des correspondances.*

2. 11. *Choix de l'analyse des correspondances.*

Dans le paragraphe précédent, nous avons procédé à un premier examen des analyses d'effluents ; mais cet examen simple ne prend en compte que quelques variables et ne considère que des gammes de valeurs. L'analyse multidimensionnelle des données permet au contraire de considérer simultanément l'ensemble des 1 240 données recueillies pour en faire apparaître des aspects particulièrement intéressants.

Parmi toutes les techniques disponibles, l'utilisateur doit choisir celle qui convient le mieux à la nature des données à examiner et aux objectifs qu'il poursuit. Nous avons retenu, pour cette enquête, l'analyse factorielle des correspondances (ou plus simplement analyse des correspondances), parce que :

— elle ne demande de faire aucune hypothèse sur les lois de répartition des variables aléatoires ;

— elle permet d'associer des mesures faites dans des unités différentes (mg/l, unité pH, micromho/cm...) et de comparer des effluents de même composition mais, par exemple, plus ou moins dilués par des eaux de refroidissement ou des niveaux différents de recyclage des eaux dans les usines. Ceci est possible puisqu'elle opère sur des valeurs relatives. L'analyse statistique ne porte pas sur les résultats bruts, mais sur l'équivalent d'un tableau de contingences, c'est-à-dire d'un tableau dont la somme des éléments vaut 1. Elle nous permet par conséquent, d'essayer de répondre aux trois questions suivantes :

— Peut-on distinguer les différents types d'effluents selon leur composition ? C'est-à-dire une classification sera-t-elle possible ?

— Quelles seraient les caractéristiques de ces types d'effluents ?

— Quelles analyses sont les plus intéressantes pour définir ou étudier ces effluents ?

2. 12. *Transformation des données.*

L'analyse des correspondances utilise classiquement comme donnée de départ un tableau de contingences ; c'est un tableau des frépuences d'association de

différentes caractéristiques. La somme de toutes ces fréquences (qui sont des évaluations de probabilités) est égale à 1. Ce tableau comporte :

— sur une ligne : les résultats des différentes analyses (les *caractéristiques*) d'un effluent donné, ici 20 ;

— sur une colonne : les différentes valeurs observées dans les *prélèvements* pour une caractéristique donnée, ici 62.

Il s'agit donc d'un tableau à 62 lignes (prélèvements) et 20 colonnes (caractéristiques).

Nos données initiales sont des résultats d'analyses exprimés en diverses unités. Pour nous ramener à l'équivalent formel d'un tableau de contingences, nous avions deux possibilités :

— D'abord, on pourrait regrouper les valeurs obtenues pour une même caractéristique en classes et noter les fréquences d'obtention de ces classes. Ce procédé présente les inconvénients habituels qui résultent de l'arbitraire du découpage des classes ; on peut y remédier, en partie, en testant (grâce à la rapidité du calcul automatique) différents découpages.

— La seconde possibilité, qu'utilise la Station de Biométrie du C. N. R. Z. conserve la continuité des valeurs mesurées. Pour une caractéristique j (la teneur en sodium par exemple), on peut considérer la valeur mesurée sur le prélèvement i (soit X_{ij}) et la somme des valeurs mesurées sur tous les prélèvements (soit $\sum_i X_{ij} = X \cdot j$) ; le quotient de ces 2 valeurs ($X_{ij}/X \cdot j$) est la contribution du prélèvement i à la masse totale observée pour la caractéristique j. C'est un nombre sans dimension.

Si on fait la somme de ces contributions pour une même caractéristique, on obtient le total marginal $\sum_i (X_{ij}/X \cdot j) = 1$. Pour que la somme des données du tableau soit égale à 1, il faut donc diviser chaque terme par le nombre de caractéristiques (soit p ; $j = 1, \cdots p$).

Le tableau dont le terme général est $T_{ij} = X_{ij}/pX \cdot j$ est donc assimilable à un tableau de contingences. Il faut toutefois remarquer que les indices i et j ne jouent plus des rôles symétriques comme dans l'analyse des correspondances au sens strict.

2. 13. *Représentation des prélèvements.*

On représente dans l'espace des caractéristiques (choisi parce qu'il a la plus petite dimension) les points « prélèvement ». Le point représentatif du prélèvement i a pour coordonnée sur l'axe de la caractéristique j_0, le quotient du terme T_{ij_0} par le total marginal des termes T_{ij} du prélèvement i($T_{ij_0}/T_{i.}$). Cette coordonnée représente la part de la contribution apportée par le prélèvement i à la caractéristique j_0, dans la somme des contributions apportées à toutes les caractéristiques par ce prélèvement i. Ainsi une valeur élevée de cette coordonnée signifie que ce prélèvement contribue beaucoup à la masse totale observée pour cette caractéristique et peu pour les autres caractéristiques.

Le prélèvement est défini par l'ensemble de ces coordonnées, c'est-à-dire par la suite ordonnée (« le profil ») de ses contributions à toutes les caractéristiques mesurées, ou encore par sa composition relative.

Les points « prélèvement » ainsi situés, sont alors séparés par des distances que l'on peut transformer en distance du χ^2. La distance entre deux prélèvements sera d'autant plus faible qu'ils auront des compositions (des profils de contributions aux diverses caractéristiques) plus voisines. De façon analogue, quand nous aurons représenté les caractéristiques, des distances faibles traduiront une certaine similitude entre ces caractéristiques.

De plus chaque point « prélèvement » est affecté d'une masse représentant la somme de ses contributions à toutes les caractéristiques ($T_{i.}$). On pourrait donc dire que les coordonnées traduisent l'effet de composition (ou de structure) de l'effluent, alors que la masse traduit son effet de taille, son importance.

2. 14. *Représentation simultanée des prélèvements et des caractéristiques.*

On pourrait maintenant représenter les points « caractéristiques » dans l'espace des prélèvements, mais un des intérêts de l'analyse des correspondances vient de ce que des relations simples permettent de passer d'une représentation à l'autre, donc de représenter 20 points « caractéristique » dans le même espace que celui qui a déjà été utilisé pour les points « prélèvement ». La signification intuitive de ces relations est la suivante : on affecte chacun des 62 points « prélèvement » déjà représentés d'une masse ($T_{i_0 j}/T_{.j}$) correspondant à sa contribution pour la caractéristique j. Cette caractéristique j est alors figurée (à une homothétie près) par le barycentre de ces 62 points. On comprend que les points « prélèvement » proches du point « caractéristique » peuvent l'être parce que leur masse était importante et donc qu'ils contribuaient beaucoup à la réalisation de cette caractéristique. Nous pouvons ainsi être renseignés sur leur composition.

2. 15. *Projections des représentations.*

La représentation dans un espace à 20 dimensions n'est pas directement utilisable. L'analyse des correspondances fournit comme résultats les projections du nuage des 62 points « prélèvements » et des 20 points « caractéristique » sur plusieurs plans privilégiés. Ce sont les plans qui correspondent aux plus grandes dimensions du nuage et qui donc conservent le plus possible la variabilité qui existait initialement entre les points du nuage. Cette variabilité correspond à « l'information » que nous devons étudier.

Dans un espace à trois dimensions et si les distributions étaient normales (points dans un ellipsoïde plus ou moins aplati) le premier plan de projection serait défini par le grand axe de l'ellipsoïde et l'axe transversal le plus long ; le deuxième plan de projection le serait par le même grand axe et l'axe transversal perpendiculaire aux axes du premier plan.

Les nouveaux axes, ou « facteurs », qui définissent les plans de projection sont liés aux 20 anciens axes représentant les caractéristiques. Les coordonnées des points « caractéristique » sur ces facteurs représentent les coefficients de corrélation entre les anciens axes « caractéristique » correspondant et les facteurs. Plus la coordonnée est grande, plus l'ancien axe correspondant et le facteur sont liés.

L'analyse des correspondances ne fait rien de plus que visualiser les données représentées comme nous l'avons indiqué ; c'est pourquoi elle rentre dans les techniques dites de statistique descriptive, comme l'analyse en composantes principales avec laquelle elle a une grande parenté. Pour cette dernière, on considère non plus

des valeurs relatives (tableau de contingences) des résultats, mais des valeurs absolues (résultats centrés ou normés).

2. 2. *Résultats de l'analyse des correspondances.*

Cette analyse nous permet de représenter nos observations sur 3 plans de projection, tout en conservant 78 p. 100 de l'information que nous avons recueillie. Nous rapportons ici les enseignements fournis par ces 3 projections.

2. 21. *Premier plan de projection.*

(voir figure 1, sur laquelle les nuages de points repérés par des chiffres romains représentent les résultats de la classification qu'on expose en 3. 33).

Les facteurs qui le définissent expriment :

— Le premier : vers la gauche, l'importance croissante des matières en suspension ; vers la droite, l'importance croissante du potassium, de l'azote et du phosphore en solution.

— Le deuxième vers le bas, l'importance croissante du potassium et de l'azote en solution. Les prélèvements sont de plus en plus chargés, à tout point de vue, vers le bas de cet axe.

Sur ce plan, on peut regrouper les 16 types d'effluents examinés en 3 groupes :

2. 211. Les eaux boueuses brutes de sucreries-distilleries (seules ou mélangées à des vinasses ou à des écumes, nuages n^{os} I, II, III), et les effluents de l'abattoir (point « *a* ») qui sont caractérisés par leur forte charge globale dont une part importante est sous forme de matières en suspension. L'analyse des correspondances, parce qu'elle porte sur des valeurs relatives (nos « contributions ») permet ainsi de regrouper des effluents qui ont des teneurs très différentes de matières en suspension (3,5 g/l pour l'abattoir et 25 à 210 g/l en sucreries), mais pour lesquels la charge polluante est apportée surtout par cette suspension. On peut vérifier que c'est bien le cas : pour l'abattoir, même si on considère le sodium dont les sels sont très solubles, on en retrouve 500 et 800 mg/l dans le culot de centrifugation et seulement 200 mg/l dans le surnageant.

Pour ce type d'effluent, la séparation des phases liquide et solide par décantation (sucreries), filtration ou centrifugation (abattoir), permet de diminuer fortement la charge polluante de l'eau épandue.

2. 212. *Les vinasses de distilleries* (vinasses de mélasse seule : classe V, ou diluées par des eaux de lavage et d'écumes décantées : classe IV ; et vinasses de betteraves : classes VI et VII) ainsi que les eaux de fabrication des féculeries (classes VI et VII), qui sont caractérisées par une forte charge globale, mais avec peu de matières en suspension. Dans cette charge, les 3 éléments azote, phosphore et potassium ont une grosse importance. Or, il s'agit là des 3 principaux éléments fertilisants pour l'agriculture.

2. 213. Enfin, les laiteries, les conserveries de pois et de jus de pomme et le prélèvement d'eau de décantation des écumes et d'eau de purge d'une sucrerie constituent le troisième groupe, dont la charge globale (comparée aux 2 premiers groupes) est faible et dans lequel les matières en suspension ont peu d'importance. On retrouve à l'intérieur de ce groupe les classements logiques suivants : les effluents

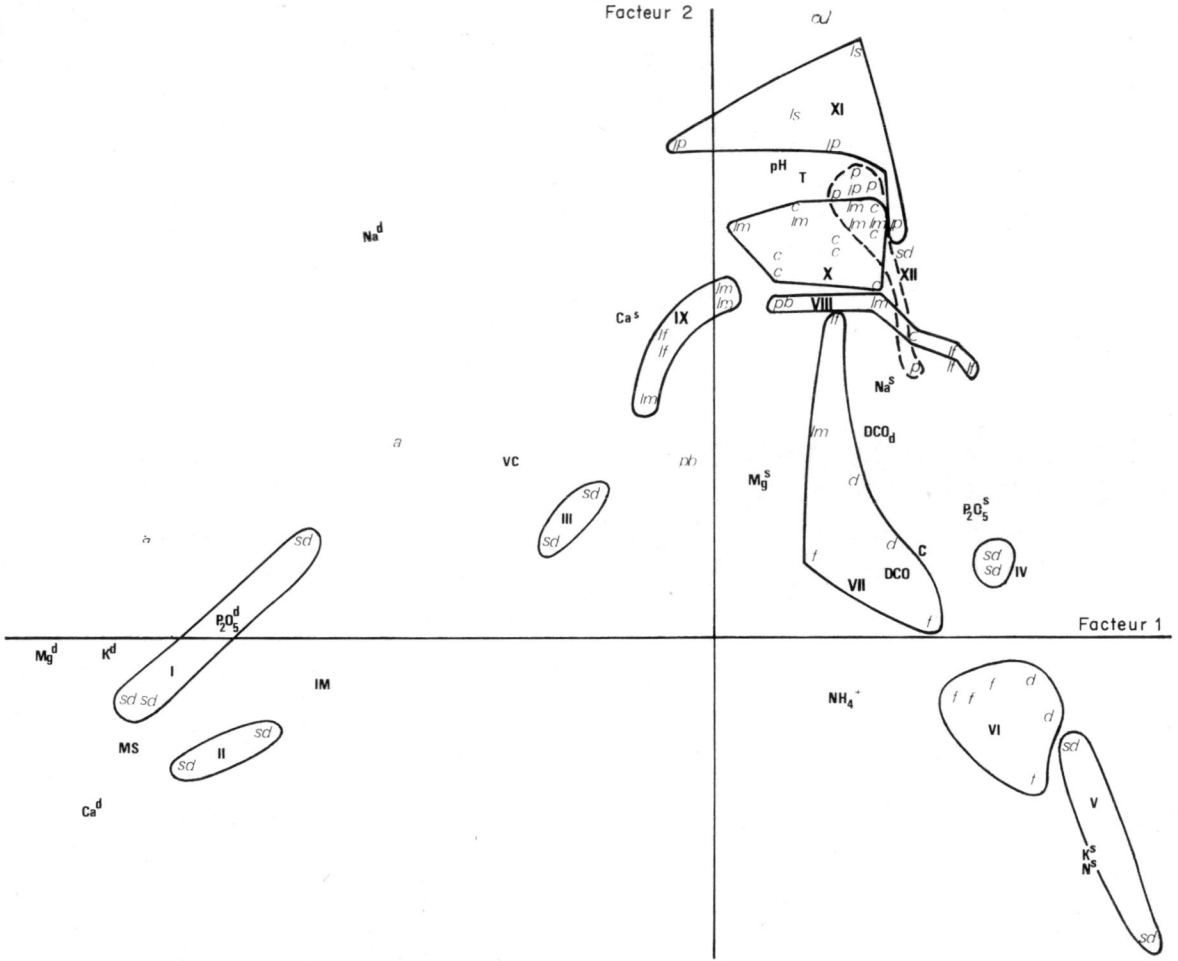


FIG. 1. — *Premier plan de projection de l'analyse des correspondances*

bruts de conserveries (pois ou pomme) sont plus chargés que les effluents correspondants décantés. Et les laiteries avec atelier de fromagerie (classes VIII, IX, X) ont des effluents globalement plus chargés que les laiteries où on ne fait que déshydrater le lait, ou le pasteuriser (classe XI).

2. 22. *Deuxième plan de projection* (fig. 2).

Il est défini par le premier facteur, et par le troisième qui exprime vers le haut l'importance croissante du sodium dans les matières en suspension. Ce plan fait donc ressortir l'importance de cette caractéristique dans les effluents d'abattoir et, à un moindre degré, dans ceux de fromageries (seules ou associées à d'autres ateliers ; classe IX).

2. 23. *Troisième plan de projection* (fig 3).

Il est défini par le premier facteur et le quatrième qui exprime :

— vers le haut, l'importance du phosphore en solution ;

— vers le bas, l'importance croissante du sodium en solution.

Sur ce troisième plan, les vinasses de mélasse (classes II, IV, V) (beaucoup de sodium en solution, peu de phosphore) se distinguent nettement des vinasses de betteraves et des eaux de féculeries (classes VI, VII). On notera l'importance relative du sodium en solution dans les trois types d'effluents qui comportent des vinasses de mélasse, et dans une grande partie des effluents de laiteries.

3. — *Essai de classification des effluents*

3. 1. *L'intérêt d'une classification.*

Nous avons utilisé jusqu'à présent la notion de « type d'effluent », mais a-t-elle une signification réelle ? Chaque usine n'est-elle pas un cas particulier, isolé par sa technologie propre, ou la répartition de ses productions entre les différents ateliers (pour les laiteries par exemple) ? Dans ce cas, on ne pourrait pas rassembler plusieurs usines dans une même classe. Au contraire, la diversité des situations rencontrées se traduit-elle par le passage progressif d'un type d'effluent à l'autre ? Par exemple, de l'effluent d'une tour de séchage du lait à celui d'une fromagerie par tous les mélanges intermédiaires recueillis dans les laiteries où on rencontre ces 2 ateliers avec des importances différentes.

Seule une classification des effluents pourrait répondre à ces questions. Or, pour représenter nos résultats en utilisant l'analyse des correspondances, nous avons défini entre nos prélèvements une distance du χ^2 qui prend en compte toutes les caractéristiques mesurées. Cette même distance peut maintenant nous permettre de classer les prélèvements en regroupant dans une même classe, les prélèvements « proches », et en distinguant, dans des classes différentes, ceux qui sont « éloignés ».

Une telle classification est qualifiée de numérique (elle est fondée sur un calcul numérique), hiérarchique (on procède par partitions successives hiérarchisées par un indice de ressemblance, ici la distance), et agglomérative (on procède par regroupements d'éléments et non par division de l'ensemble). Classification n'est pas employé dans son sens habituel : « liste de classes », mais désigne l'ensemble du processus de regroupement. Ainsi, dans la figure 5, la classification est représentée par toutes les

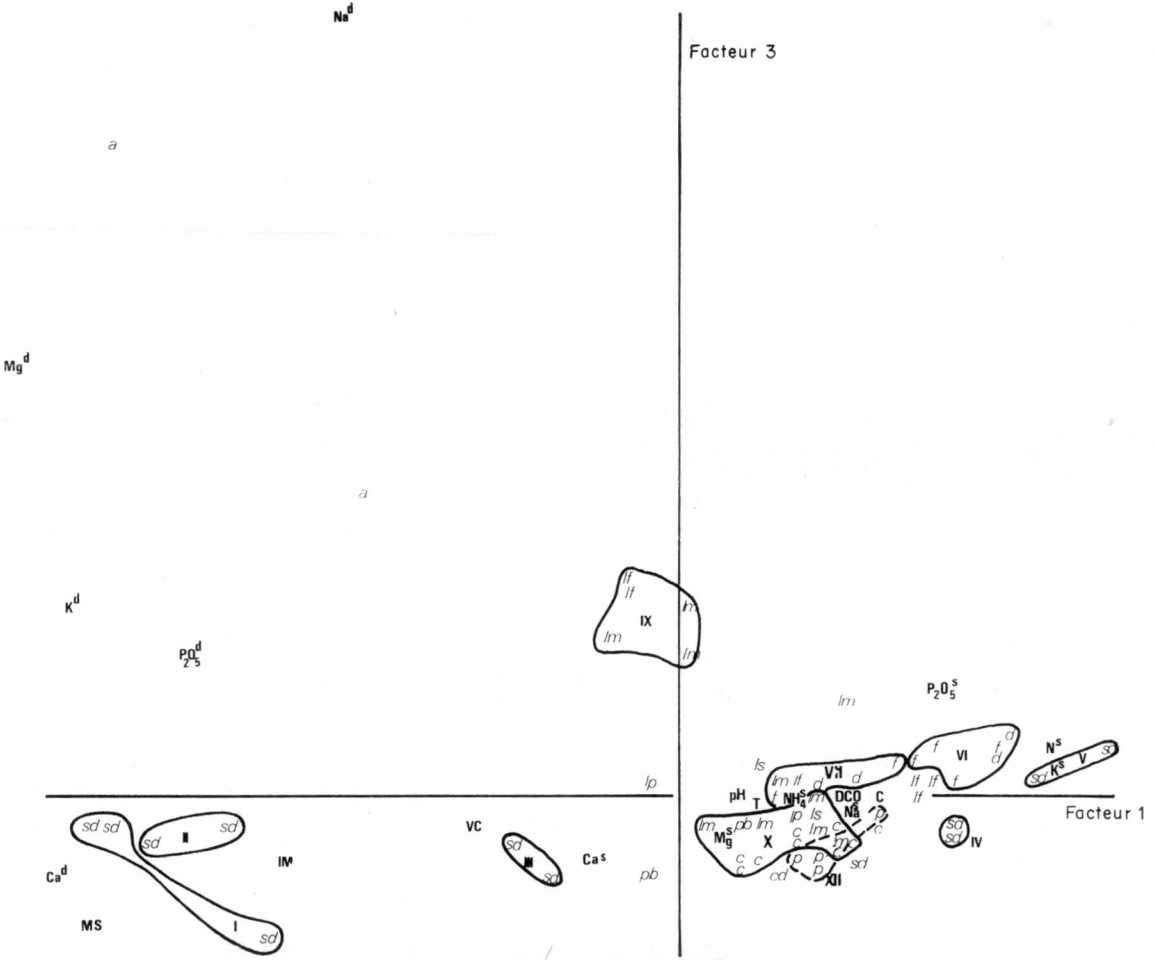


FIG. 2. — *Deuxième plan de projection de l'analyse des correspondances*

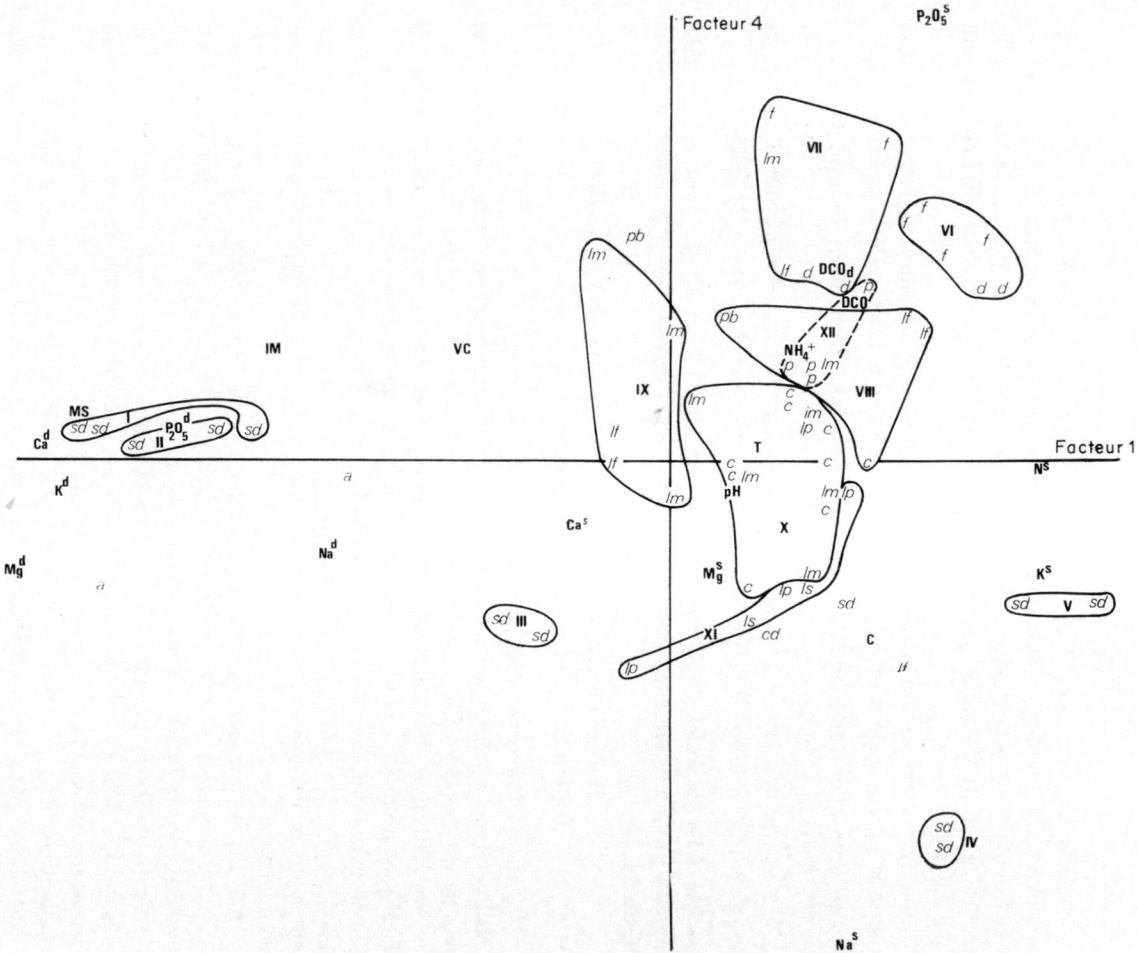


FIG. 3. — *Troisième plan de projection de l'analyse des correspondances*

branches et leurs jonctions. Sur cette même figure, à toute distance on peut associer une « partition » qui est cette liste des classes obtenues par les regroupements effectués aux distances inférieures. Par exemple, en arrêtant la classification à la distance 1, on obtient la partition en 13 classes et 5 individus isolés, qui est figurée en traits épais.

3. 2. *Les méthodes de classification utilisées.*

On dispose donc des distances entre les 62 prélèvements et on regroupe les 2 prélèvements les plus proches. On calcule alors les distances entre ce groupe et les 60 prélèvements isolés restants. On regroupe à nouveau les 2 sous-ensembles les plus proches, et ainsi de suite, jusqu'à avoir rassemblé tous les prélèvements en une seule classe.

On voit immédiatement que le mode de calcul des distances entre le premier groupe de 2 prélèvements et les prélèvements isolés peut différer. On peut, par exemple :

— Conserver l'individualité des prélèvements constituant le groupe (classification « single » et « complete linkage ») ;
— ou caractériser le groupe par un point moyen qui soit affecté d'une masse représentant l'effectif du groupe (classification « average linkage »).

De plus, les règles de décision pour la formation d'un groupe peuvent différer : les deux premières classifications sont fondées sur des réponses différentes aux deux questions :

— comment introduire un élément nouveau dans un groupe ?
— comment interdire cette introduction ?

3. 21. « *Ultramétrique inférieure maxima* » *ou* « *single linkage* » (SNEATH, 1957) : (ultramétrique qualifie la distance utilisée et signifie qu'avec cette distance tout triangle est isocèle à base inférieure ou égale aux 2 côtés égaux).

On peut, avec DUCIMETIÈRE (1970), donner de cette méthode de classification la définition suivante : « pour toute distance d, pour tout couple de prélèvements x_y et x_z, s'il existe au moins un sous-ensemble $x_1, x_2 \cdots x_r$ de prélèvements tels que $x_y R x_1$, $x_1 R x_2 \cdots x_r R x_z$ où $x_i R x_j$ signifie que $d(x_i, x_j) \leqslant d$, alors x_y et x_z appartiennent à un même groupe. Dans le cas contraire, x_y et x_z n'appartiennent pas à un même groupe ».

On utilise une notion de la proximité (donc de la ressemblance) qui est transitive : 2 prélèvements sont proches si on peut passer de l'un à l'autre par une suite de prélèvements proches deux à deux (fig. 4).

Cette méthode présente deux inconvénients graves : on associe un élément à un groupe déjà constitué si cet élément est proche d'un seul élément du groupe. Une classe qui comporte déjà plusieurs éléments a, de ce fait, une probabilité plus grande d'annexer d'autres groupes ou des éléments isolés qu'une classe d'effectif réduit. Il se peut qu'on constitue ainsi une chaîne d'éléments qui peuvent être très dissemblables, mais reliés par une suite d'intermédiaires.

Le deuxième inconvénient vient également de la transitivité de la ressemblance qui permet d'associer des prélèvements pour des niveaux de ressemblance (respectivement des distances) très supérieurs (resp. inférieures) à la ressemblance (resp. la distance) entre ces 2 prélèvements.

Nous avons retrouvé dans notre étude ces 2 défauts : une chaîne se développe très rapidement et déséquilibre la classification attirant à elle des prélèvements qui devraient rester distincts. On regroupe en effet, des effluents de conserveries, de laiteries avec atelier de fromagerie, de féculeries et de distilleries (que les représentations par l'analyse des correspondances distinguent nettement) avant que les effluents des tours de séchage du lait et de pasteurisation (bien groupés sur les mêmes représentations) soient réunis!

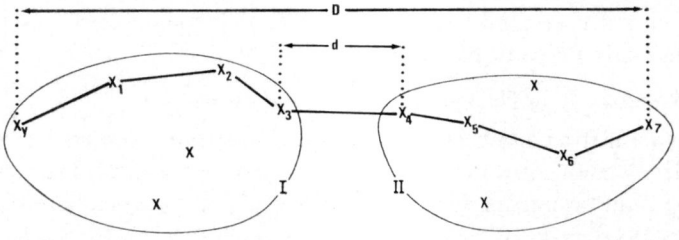


FIG. 4. — *Schéma des ressemblances dans les classifications « single » et « complete linkage »*

D'autre part, les distances auxquelles ont lieu les divers regroupements sont nettement plus faibles que dans les 2 autres classifications. Ainsi, la classe unique associant les 62 prélèvements est obtenue par une distance du χ^2 égale à 2,9 quand pour les deux autres, il faut attendre 9,2 (« complete linkage ») et 7,1 (« average linkage »).

3. 22. « *Ultramétrique supérieure minima* » *ou* « *complete linkage* » (SOKAL et SNEATH, 1963).

Nous reprendrons également la définition de DUCIMETIÈRE : « pour une distance d, et pour tout couple de prélèvement (x, y) appartenant à un même groupe, $d(x, y) \leqslant d$ et dans chaque groupe, il existe au moins un prélèvement qui ne ressemble pas à au moins un prélévement de tout autre groupe ». La classification obtenue ainsi n'est unique que si on ajoute la condition que les partitions obtenues pour toutes les distances rencontrées forment une hiérarchie (c'est notre cas) ; c'est-à-dire que des prélèvements réunis pour une certaine distance, le sont encore dans les partitions obtenues aux distances supérieures.

On peut reprocher à cette méthode de calculer des niveaux de regroupement systématiquement inférieurs aux ressemblances. On le conçoit très bien puisque deux groupes resteront distincts tant que la distance entre les deux points les plus éloignés de ces deux groupes est supérieure au seuil atteint par le processus de partitions successives ; tous les autres points des deux groupes sont alors plus proches que ce seuil, c'est-à-dire plus ressemblants que ne l'indique le niveau de regroupement. On retrouve ce fait dans nos résultats ; des 3 classifications, celle-ci propose des seuils plus élevés pour les mêmes regroupements de prélèvements (fig. 4).

3. 23. « *Moyenne* » *ou* « *average linkage* » (SOKAL et MICHENER, 1958).

La distance entre deux groupes est alors la moyenne des distances entre points de chaque groupe. Le groupe est caractérisé par un point moyen affecté d'une masse représentant l'effectif.

3. 3. *Résultats des classifications.*

On doit, même si on utilise pour le faire une part de subjectivité, juger de l'efficacité des classifications proposées :

— parce qu'il faut faire la synthèse des 3 classifications obtenues ;

— et parce que ce qui nous intéresse c'est la partition qui correspond au seuil de ressemblance avant lequel on n'a réuni que des éléments dont on sait déjà qu'ils sont proches (répétition des prélèvements) ; et après lequel on associera des effluents dont les compositions diffèrent trop pour qu'on les confonde dans la pratique. La visualisation des résultats par l'analyse des correspondances est un élément important du choix de cette partition.

3. 31. *Résultats de la classification en « single linkage ».*

Cette classification n'est pas efficace. Les partitions successives ne font que montrer le développement d'une seule classe importante d'effluents ; à aucun niveau elle ne propose un découpage intéressant. Nous ne l'avons donc pas retenue.

3. 32. *Résultats des classifications en « complete » et « average linkage ».*

Un critère très important de l'efficacité de ces classifications est leur stabilité ; les partitions qu'elles proposent sont ici presque identiques.

Nous avons représenté les résultats de la classification en « complete linkage » sur la figure 5. La distance limite retenue pour définir la partition qui nous paraît la plus efficace correspond à la valeur 1,0 ; mais ce n'est qu'une coïncidence, les critères qui nous ont fait retenir ce seuil sont les suivants :

— A ce niveau, on a regroupé tous les effluents dont les représentations par l'analyse des correspondances assurent qu'ils devaient l'être : eaux de lavage brutes de sucreries, ou vinasses de mélasse qui sont bien isolées sur les projections et qui logiquement constituent des classes. On notera que ces regroupements sont relativement tardifs.

— Au-delà de ce niveau, les partitions proposent des classes qui commencent à être trop importantes. La classification en « average linkage » propose par exemple, des partitions avec une classe (regroupant les classes VII, VIII et IX de la classification en « complete linkage ») dont les projections par l'analyse des correspondances (fig. 1 notamment) occupent des surfaces beaucoup plus importantes que les autres classes (forte hétérogénéité interne de cette classe) et dont le remplissage traduit des discontinuités (grande région vide qui apparaît nettement sur la figure 2). La classification en « complete linkage » propose, elle, une partition intéressante de cette classe trop importante en 3 classes (VII, VIII et IX) qui sont, en effet, nettement disjointes sur les figures 1 et 3.

Nous avons donc choisi de privilégier la partition de la classification en « complete linkage » obtenue au seuil précédant celui où se font les premiers regroupements qui nous paraissent hasardeux : celui d'un effluent d'abattoir avec des laiteries, alors que les deux autres classifications montrent que cet effluent est très différent de tous les autres, ce qui est d'ailleurs bien visible sur les 3 projections de l'analyse des correspondances ; ou des regroupements d'effluents de sucreries bien différents.

L'important était de choisir un seuil, donc une partition bien définie pour éviter de sélectionner les résultats qui nous paraissaient logiques dans plusieurs partitions successives.

3. 33. *La partition retenue.*

On la trouvera dans le tableau 3.

Nous pouvons maintenant répondre aux interrogations soulevées en 3. 1. On peut effectivement définir des types d'effluents ; par exemple, les eaux de lavage

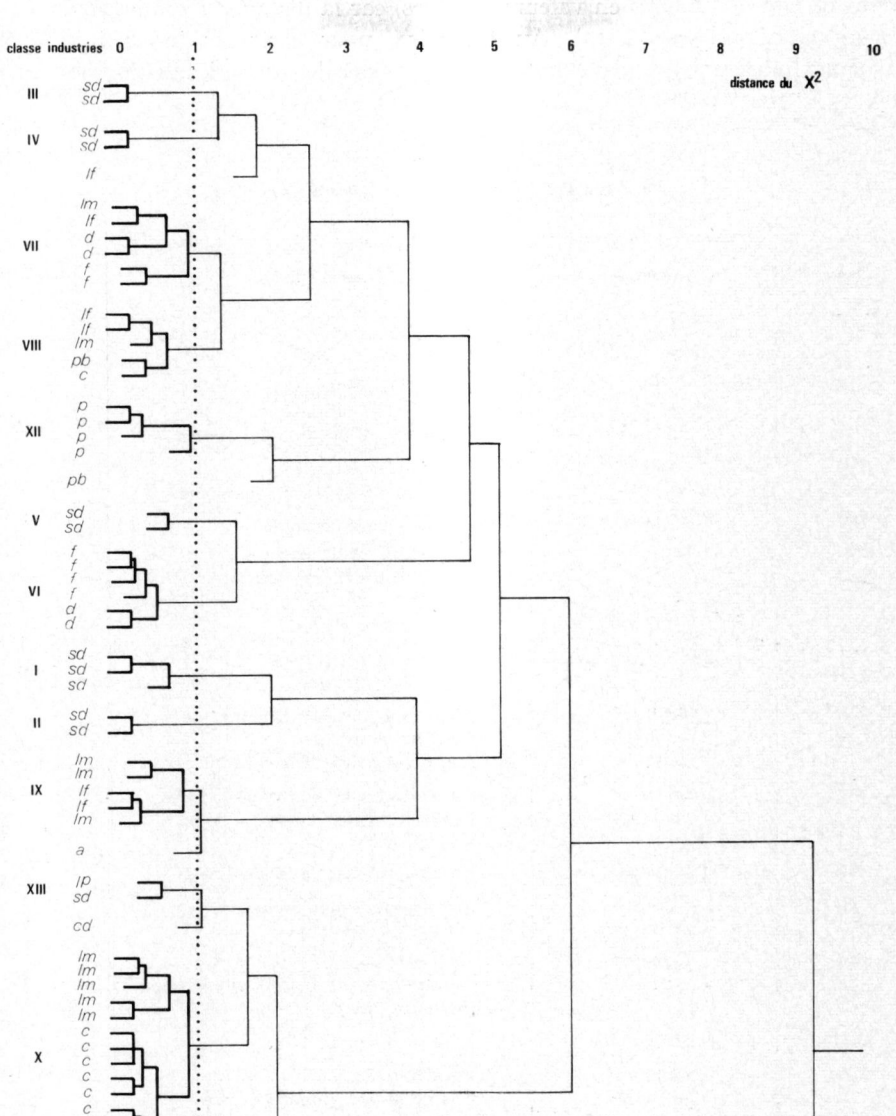


FIG. 5. — *Classification en « complete linkage »*
(La partition retenue figure en traits épais à gauche du pointillé)

brutes en sucreries, les effluents des usines de traitement du jus de pomme, les effluents d'ateliers de laiteries peu polluants (séchage ou pasteurisation). Mais ces types d'effluents proposent parfois des regroupements d'industries : distilleries de betteraves et féculeries par exemple sont alors très proches (nous disons bien les compositions et non les charges en valeurs absolues, car la distance retenue porte sur des valeurs relatives, voir 2. 11). Au contraire, pour certaines industries on doit distinguer plusieurs types d'effluents. Dans le cas des sucreries-distilleries, du fait

TABLEAU 3

Partition des échantillons en « types d'effluents »

Classe	Industrie	Type d'effluent	Effectif	
I	Sucrerie-distillerie	Eau de lavage brute	3	
II	id	Eau de lavage brute + vinasses de mélasse + eau de décantation des écumes	2	
III	id	Eau de lavage brute + eau de décantation des écumes	2	
IV	id	Eau de lavage décantée + vinasses de mélasse + eau de décantation des écumes et après lagunage	2	
V	id	Vinasses de mélasse	2	
VI	Distilleries et féculeries	Vinasses de betteraves	2	6
		Eaux de fabrication	4	
VII	Distilleries	Vinasses de betteraves neutralisées	2	6
	Féculeries	Eaux de fabrication	2	
	Laiteries	Au moins atelier de fromagerie	2	
VIII	Laiteries	Au moins atelier de fromagerie	3	5
	Conserveries	Conserve de petits pois	1	
	Jus de pomme	Effluent brut	1	
IX	Laiteries	Au moins atelier de fromagerie	5	
X	Laiteries	Fromagerie + autres ateliers	5	13
	Conserveries	Conserve de petits pois	8	
XI	Laiteries	Atelier de séchage	2	5
		Conditionnement pour consommation (pasteurisation)	3	
XII	Jus de pomme	Effluent décanté	4	
XIII	Laiteries	Pasteurisation	1	2
	Sucrerie	Eau de décantation des écumes + eau de purge	1	

5 prélèvements restent isolés :
- 1 fromagerie
- 1 effluent brut de traitement du jus de pomme
- 1 conserverie de petits pois
- 2 abattoirs (isolés entre eux).

des mélanges différents des divers effluents (eau de lavage, vinasses, écumes...) et de la possibilité de décanter, pratiquement chaque usine étudiée possède son type d'effluent particulier. Parmi les laiteries, on isole celles qui n'ont que des activités peu polluantes (séchage, pasteurisation) et on doit encore distinguer plusieurs types d'effluents parmi celles qui comportent un atelier de fromagerie. Cette distinction est due à des différences portant sur la charge globale, les teneurs en matières en suspension, en phosphore et en sodium, comme le montre l'analyse des correspondances.

Préciser ainsi les variabilités auxquelles on peut s'attendre pour les effluents de divers types d'industries, est un autre intérêt de ces classifications. Le protocole d'étude des effluents dont les eaux usées ont des compositions particulièrement hétérogènes (abattoir, laiterie avec fromagerie) devra être adapté à cette particularité.

CONCLUSION

Ce travail nous a permis d'étudier les effluents des industries agricoles et alimentaires sous deux aspects complémentaires :

1° Leur charge polluante, définie par leurs teneurs en quelques éléments particulièrement importants (N, P, cations) et par leurs pH, demande chimique en oxygène et conductivité électrique. Les effluents les plus chargés sont ceux de sucreries-distilleries, distilleries et féculeries.

2° Leur composition relative, définie par les rapports qui existent entre les vingt caractéristiques analysées ou mesurées, sans tenir compte du niveau en valeur absolue de la charge polluante. Ce recours à une analyse très complète et à des méthodes statistiques pour en interpréter les résultats nous permet de proposer une classification des effluents définie sur une base plus objective. Cette classification en « types d'effluents » relativement homogènes fait ressortir les points suivants :

Certaines industries, ou certains ateliers de production rejettent effectivement un type d'effluent unique :

- en laiteries, tour de séchage et usine de conditionnement du lait avec pasteurisation ;
- les conserveries, en période de conserve des petits pois ;
- les usines de traitement du jus de pomme ;
- en sucrerie, les eaux de lavage non décantées et les vinasses de mélasse constituent chacunes un type d'effluent.

Par contre, les mélanges d'effluents de plusieurs ateliers de production (en laiteries : beurrerie, fromagerie, tour de séchage... ; en sucreries : production du sucre et de l'alcool) sont répartis en plusieurs types d'effluents, qu'on ne saurait confondre. Dans ce cas, il faut préciser les importances relatives des divers ateliers, leur technologie (recyclage des eaux, taux de récupération du sérum...) et les traitements des effluents (dégrillage, décantation, délevuration, culture de torula, neutralisation...).

Les effluents des distilleries et féculeries sont mélangés dans deux groupes assez voisins.

Nous pouvons également préciser les caractéristiques les plus importantes pour définir ces types d'effluents :

la teneur en matières en suspension,
l'azote, le phosphore et le potassium dans la phase liquide,
et le sodium dans les phases liquides et solides.

Soulignons, pour terminer, que la connaissance de leur composition ne suffit pas pour choisir le mode d'épuration des effluents ; sans parler des problèmes financiers, les débits et périodes de rejet doivent également être pris en compte.

Reçu pour publication en janvier 1974.

REMERCIEMENTS

C'est au cours d'une enquête sur l'épandage, financée par la Direction des Industries agricoles et alimentaires au Ministère de l'Agriculture, que nous avons pu prélever les effluents dont les analyses font l'objet de ce travail. Nous tenons à remercier le Directeur de ce service.

M. TOMASSONE, directeur de la Station de Biométrie du C. N. R. Z., a bien voulu nous guider dans l'utilisation et la compréhension des méthodes mathématiques ; qu'il trouve ici l'expression de notre gratitude. Nous remercions également Mme ROUX qui s'est chargée de la réalisation des calculs.

Enfin, c'est le laboratoire d'analyses de l'I. N. R. A. à Arras, dirigé par M. SOIGNET, qui a effectué les nombreuses analyses chimiques. Nous le remercions bien vivement pour ce lourd travail analytique.

SUMMARY

TYPING OF THE EFFLUENTS OF THE AGRICULTURAL AND FOOD INDUSTRIES

The results of analyses of effluents, carried out for a survey on the application of process-water from 7 agricultural and food industries, are given. Their interpretation provides an example of the use of analytical methods for the treatment of data (factorial analysis of correspondences and numerical classifications) and permits the preliminary typing of various kinds of effluents from the results of 20 analyses or measurements made on each sample.

ZUSAMMENFASSUNG

CHARAKTERISIERUNG DER ABWÄSSER VON AGRAR- UND NAHRUNGSMITTEL-INDUSTRIEN

Es werden die Ergebnisse der Analysen von Abwässern dargestellt, welche im Zusammenhang mit der Untersuchung über das Ausbringen solcher Abwässer von 7 Agrar- und Nahrungsmittel-Industrien durchgeführt wurden. Die Interpretation dieser Resultate liefert uns ein Beispiel für die Anwendung von Analysenmethoden sowie die Auswertung der eihaltenen Daten (Faktorielle Analyse der Korrespondenzen und numerische Klassifizierung) und erlaubt eine erste Charakterissierung verschiedener Typen von Abwässern anhand von 20 Analysen oder Messungen, welche für jede Erhebung durchgeführt wurden.

РЕЗЮМЕ

Охарактеризование сточных вод сельскохозяйственных и пищевых индустрий.

А. МОРИЗО, Р. ГРА.

В данном труде описываются результаты анализов сточных вод, реализованных в кадре анкеты о применении в сельском хозяйстве сточных вод семи сельскохозяйственных и пищевых индустрий. Интерпретация этих результатов может служить примером применения методов анализа и обработки полученных данных (факториальный анализ соответствий и числовых классификаций), и позволит первично охарактеризовать разные типы сточных вод, базируясь на результатах двадцати анализов, или измерений каждой пробы.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BALLADUR J.-P., 1970. Analyse factorielle des correspondances. *Annales de l'I. N. S. E. E.*, **4**, 47-79.

BENZECRI J.-P., 1970. Problèmes et méthodes de la taxinomie. *Revue de statistique appliquée*, **18** (4), 73-98.

DUCIMETIÈRE P., 1970. Les méthodes de la classification numérique. *Revue de statistique appliquée*, **18** (4), 5-25.

LEBART L., FENELON J.-P., 1971. *Statistique et informatique appliquées*, 220-246, Dunod, Paris.

ROUX M., 1970. Deux algorithmes récents en classification automatique. *Revue de statistique appliquée*, **18** (4), 35-40.

SOKAL R. P., SNEATH P. H., 1963. *Principles of numerical taxonomy*. W. H. Freeman and C°. San Francisco-London.

TOMASSONE R., 1970. Analyse multidimensionnelle et classification. *Revue de statistique appliquée*, **18** (4), 29-34.

TOMASSONE R., 1972. L'analyse factorielle des correspondances.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 231-242.

LES DÉCHETS SOLIDES DES INDUSTRIES AGRICOLES ET ALIMENTAIRES

R. GRAS [1] et A. MORISOT [1]
avec la collaboration technique de J. OUDARD

Station d'Agronomie,
Centre national de Recherches agronomiques, I. N. R. A.,
78000 Versailles

RÉSUMÉ

Les déchets solides des industries agricoles et alimentaires sont, selon les cas, de nature végétale, animale ou minérale.

L'utilisation en agriculture de certains de ces déchets comme amendements organiques, ne pose pas de gros problèmes.

Il n'en est pas de même pour la terre de lavage des organes souterrains des végétaux, qui est souvent très hétérogène et parfois chargée en chlorure de sodium.

Les boues de stations d'épuration de laiterie sont des suspensions diluées qu'on ne peut transporter mécaniquement sans concentration préalable. Comme il est délicat de les apporter sur les sols pendant une culture, un dispositif de stockage est à prévoir.

INTRODUCTION

Les déchets solides produits par l'activité humaine posent des problèmes de plus en plus ardus lorsqu'il faut s'en débarrasser sans dommage pour l'environnement. Ces déchets peuvent être produits en tant que tels ou résulter de l'épuration des eaux usées.

Nous nous proposons d'examiner ici les déchets solides produits par quelques industries agricoles et alimentaires, en englobant dans les déchets solides des matériaux ayant la consistance des boues ; on indiquera les utilisations actuelles de ces déchets et on proposera, éventuellement, d'autres utilisations, en particulier en agriculture, assorties des contraintes qui peuvent s'y rattacher.

[1] Adresse actuelle : Station d'Agronomie et de Physiologie végétale, B. P. 78, 06602 Antibes.

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Cette étude des déchets solides a été effectuée au cours d'une enquête sur l'épandage des eaux résiduaires des industries agricoles et alimentaires conduite sur 32 usines :

5 sucreries et sucreries-distilleries,
5 distilleries de betterave,
3 féculeries,
5 conserveries de petits pois et haricots verts,
2 fabriques de jus de fruits,
11 laiteries,
1 abattoir.

Nous avons ainsi pu faire l'inventaire des déchets solides de chacune de ces industries, dans certains cas, prélever des échantillons pour analyse, et examiner enfin leurs utilisations actuelles ou futures possibles et les améliorations qu'on pourrait y apporter.

Les analyses effectuées sont l'analyse granulométrique sans décalcification, le carbone (méthode ANNE), le pH à l'eau, le calcaire total, la stabilité structurale (HÉNIN *et al.*, 1958), le phosphore assimilable (méthode JORET-HÉBERT), le potassium échangeable et soluble, le potassium soluble étant extrait par lessivage avec 95 ml d'alcool éthylique.

Les déchets solides peuvent provenir :

— du lavage de la matière première ;
— du résidu inutilisé de la matière première ;
— de la fabrication elle-même (écumes en sucrerie) ;
— éventuellement du fonctionnement d'un dispositif d'épuration des eaux résiduaires.

RÉSULTATS

1. — *Les sucreries et sucreries-distilleries et les distilleries de betteraves*

Nous traiterons ensemble ces industries qui utilisent la même matière première, la betterave à sucre :

— les sucreries fabriquant du sucre ;

— les sucreries-distilleries fabriquant du sucre et de l'alcool ; cet alcool est obtenu par fermentation, soit d'un sous-produit de la fabrication du sucre, la mélasse, soit du jus de betterave ;

— les distilleries fabriquant de l'alcool à partir du jus de betterave.

a) Le lavage des betteraves donne de l'eau boueuse contenant la terre qui adhérait aux betteraves après leur transport à l'usine.

Ces eaux boueuses peuvent être épandues directement (GRAS et MORISOT, 1973). On peut aussi, lors d'une première épuration obtenir des eaux boueuses décantées et de la boue.

La terre de la boue provient de l'horizon superficiel du sol, elle contient donc une certaine quantité de matières organiques et sa texture varie suivant la région de collecte des betteraves.

Cette boue peut être utilisée pour remblayer des fonds de vallées ; les bassins sont alors établis dans une vallée et abandonnés une fois pleins, on a ainsi créé un sol artificiel.

On peut utiliser les bassins plusieurs années de suite, ce qui implique qu'ils soient curés périodiquement. La terre sert à combler des mares, des fossés, à établir

TABLEAU I

Boues des sucreries et sucreries-distilleries

N°	Profondeur (cm)	Matière organique	0-2 μ	2-20 μ	20-50 μ	50-200 μ	200-2 000 μ	pH	Calcaire	Potassium		Phosphore assimilable (P_2O_5) (‰)	Conductivité à 20°C de l'extrait 1/5 (μmhos/cm)	Stabilité structurale	
										échangeable (‰)	soluble (‰)			log 10 S	log 10 K
1	0-6	2,12	5,50	17,60	66,68	8,70	0,30	7,9	1,5	0,16	0,12	0,14	162	1,06	1,38
2	12-22	1,99	5,40	18,90	65,41	8,00	0,20	8,0	0,7	0,23	0,16	0,18	156	1,30	1,32
3	35-45	0,40	0,10	3,10	13,90	36,90	45,60	7,9	9,6	0,05	0,08	0,12	165	—	—
4	80-110	1,00	4,00	18,50	70,20	6,30	0,00	7,9	0,4	0,14	0,09	0,12	114	—	—
5	0-20	0,68	2,20	12,40	68,20	15,30	1,20	8,3	0,7	0,08	0,06	0,16	90	1,77	1,28
6	30-40	0,49	1,80	12,50	68,80	15,70	0,70	8,2	0,8	0,05	0,04	0,10	88	1,70	1,41
7	75-85	0,90	5,80	17,20	66,90	9,20	0,00	7,9	0,9	0,09	0,08	0,12	123	—	—
8	120-130	1,39	8,20	20,20	64,50	5,60	0,10	7,8	0,3	0,17	0,09	0,16	132	—	—
9	150-165	1,84	10,10	20,80	57,70	8,60	1,00	7,8	0,6	0,20	0,11	0,15	163	—	—
10	220	2,56	13,70	20,50	56,40	6,30	0,50	—	—	—		—		—	—
11	0-20	1,08	4,10	9,30	41,90	15,70	27,90	7,9	9,9	0,10	0,11	0,21	200	1,27	1,73
12	0-20	1,08	4,40	13,30	60,10	17,10	4,00	7,9	6,3	0,11	0,11	0,18	180	1,52	1,57
13	0-20	2,94	22,00	42,40	30,20	1,60	0,90	8,0	7,7	0,38	0,17	0,22	200	1,10	1,49
14	0-20	1,44	6,90	15,60	57,00	18,50	0,50	8,4	4,2	0,24	0,42	0,17	1 895	1,83	1,09
15	0-20	5,98	4,50	67,60	20,10	1,50	0,30	8,3	65,9	0,72	1,06	3,03	920	1,23	0,84
16	0-20	7,90	7,40	72,20	11,80	0,60	0,10	8,2	67,2	0,78	1,27	4,33	1 205	1,09	0,92
17	0-20	0,32	1,10	0,60	3,90	3,20	90,90	8,1	13,6	0,05	0,08	0,07	120	0,12	2,79
18	0-20	7,08	47,50	40,80	3,80	0,60	0,20	7,7	14,9	3,05	0,68	0,32	880	0,38	1,72

des jardins d'agrément ou à augmenter l'épaisseur de sol arable de champs établis sur des sols superficiels. L'usine se charge en général du transport.

Nous allons commenter des analyses de deux profils de sols artificiels : échantillons 1 à 4 pour le profil I, et 5 à 10 pour le profil II, la terre provenant de la même sucrerie (tabl. 1).

L'observation de ces profils sur le terrain montre une succession de couches de propriétés différentes.

Sur un axe vertical, les propriétés physiques et chimiques des sols ainsi reconstitués varient considérablement.

Pour le profil I : La teneur en matière organique élevée en surface, diminue, puis remonte lorsqu'on descend dans le profil.

Entre 35 et 45 cm, on retrouve un horizon plus sableux et aussi plus calcaire, beaucoup plus pauvre en potassium : la stabilité structurale des horizons de surface est moyenne à médiocre. Les couches de surface sont pauvres ou très pauvres en potasse échangeable et pauvres à moyennement pourvues en phosphore.

Pour le profil II : La texture est assez régulière, mais la teneur en matière organique très basse en surface, croît beaucoup en profondeur. La stabilité structurale est mauvaise en surface.

On remarque que, pour ces deux profils, le matériau apporté est très pauvre en particules 0-2 μ (13,7 p. 100 au maximum) et riche en éléments 20-50 μ. Le profil II est presque toujours très pauvre en potassium échangeable et pauvre à moyennement pourvu en phosphore.

Les échantillons 11, 12, 13 concernent seulement la couche 0-20 cm d'un talweg remblayé, les prélèvements étant de plus en plus éloignés de l'arrivée d'eau. On constate une grande hétérogénéité pour la teneur en éléments fins (fractions 0-2 μ et 2-20 μ), la stabilité structurale et la richesse chimique.

Les prélèvements 14, 15, 16 ont été faits au hasard dans un bassin de décantation dont on a laissé dessécher la boue. La teneur en matière organique varie beaucoup (de 1,44 p. 100 à 7,90 p. 100) ; il en est de même pour la granulométrie, la richesse chimique et la stabilité structurale. Les quantités de phosphore et de potassium sont élevées.

Les échantillons 17 et 18 ont été prélevés dans un bassin de décantation en voie de dessèchement, le point de prélèvement 17 se trouve près de l'orifice du tuyau d'arrivée d'eau boueuse et le point 18, loin de cette même arrivée d'eau. Les analyses confirment l'observation visuelle qui montre que les éléments grossiers se déposent près de l'arrivée d'eau et que c'est l'inverse pour les éléments fins.

Près du tuyau, se dépose un sable grossier presque pur (90 p. 100 d'éléments 200 μ-2 mm), tandis que les éléments fins (88 p. 100 d'éléments 0-20 μ) se déposent loin de ce même tuyau.

La richesse chimique varie parallèlement à la teneur en éléments fins : le sable grossier est très pauvre en phosphore et potassium, tandis que les éléments fins sont bien pourvus en phosphore et très bien pourvus en potassium.

On remarquera la grande importance du potassium soluble, même pour les boues riches en argile.

Ces résultats montrent l'hétérogénéité du dépôt qui provient du fait que les éléments constitutifs du sol entrant dans l'usine avec les betteraves sont séparés,

au moins en partie, au cours des différentes opérations. Les éléments transportés hydrauliquement sédimentent plus ou moins loin du point d'arrivée selon leur taille, et la vitesse du courant d'eau. L'hétérogénéité du sol entrant dans l'usine avec les betteraves contribue aussi à l'hétérogénéité des dépôts de boue.

Ainsi, la *terre provenant de la décantation des eaux boueuses présente une très grande hétérogénéité tant au point de vue physique que chimique*, certains de ces sols étant très pauvres.

La conductivité électrique de l'extrait 1/5 (1 poids de terre pour 5 poids d'eau) caractérise la présence de sels solubles dans le sol. Dans un sol normal, elle varie entre 100 et 200 micromhos/cm. Pour deux usines, cette conductivité est beaucoup plus élevée traduisant la présence de sels, notamment de sels de sodium.

b) Le résidu de la clarification du jus de betterave en sucrerie est constitué par les écumes de défécation. Elles contiennent 40 p. 100 de carbonate de calcium et de matière organique. Elles sont utilisées comme amendements calcaires.

c) La mélasse est un sous-produit de la fabrication du sucre. Elle peut être utilisée pour la fabrication de l'alcool, comme milieu de culture dans l'industrie pharmaceutique, pour la culture de levures, et pour l'alimentation du bétail (tourteaux ou pulpes mélassés).

d) D'autres déchets sont constitués par certaines parties de la betterave (verts et collets) ou les mauvaises herbes récoltées avec les racines. Enfin, après extraction du jus, il reste la pulpe qui est en général pressée et utilisée comme aliment du bétail.

e) Dans le cas des distilleries, on n'a pas des écumes de défécation, mais l'excédent de levures du jus fermenté qui, extraites par centrifugation et séchées sur filtre à vide, sont utilisées pour l'alimentation du bétail.

Les vinasses de distilleries sont en général épandues directement, mais dans le bassin de collecte des vinasses se dépose une boue utilisée comme amendement et engrais (tabl. 2). Les caractéristiques essentielles sont un pH acide (il s'agit ici de vinasses non neutralisées) et une grande richesse en phosphore et potassium.

TABLEAU 2

Boue de décantation des vinasses de distillerie

Carbone (%)	Azote (%)	Potassium		Phosphore assimilable (P_2O_5) (‰)	pH	Calcaire total
		échangeable (‰)	soluble (‰)			
36,48	5,54	0,22	1,90	0,77	4,1	0

2. — *Les féculeries*

Elles extraient la fécule des pommes de terre féculières.

a) Le lavage des pommes de terre donne, comme en sucrerie, des eaux boueuses. Par décantation, ces eaux donnent des boues dont nous donnons, à titre d'exemple,

la composition de deux échantillons prélevés dans une fosse où sont collectées les boues de curage des bassins de décantation (tabl. 3). La terre ainsi collectée est relativement homogène, elle est riche en matière organique, pauvre en potasse échangeable, mais riche en potasse soluble, et moyennement pourvue en acide phosphorique. La stabilité structurale est bonne et la conductivité électrique très élevée.

TABLEAU 3

Boue de lavage de pomme de terre en féculerie

N°	Profondeur (cm)	Matière organique	0-2 μ	2-20 μ	20-50 μ	50-200 μ	200-2 000 μ	pH	Calcaire
1	0-20	12,79	19,1	33,6	16,1	5,8	12,6	7,0	55,4
2	0-20	14,00	18,9	32,3	15,1	11,2	8,5	7,6	61,2

N°	Potassium		Phosphore assimilable P_2O_5 (‰)	Résistivité Extrait 1/5 (micromhos/cm)	Stabilité structurale	
	échangeable (‰)	soluble (‰)			log 10 S	log 10 K
1	0,12	0,53	0,21	4 087	0,70	1,58
2	0,13	0,69	0,29	3 956	0,58	2,00

Comme ce prélèvement concerne une seule usine, il n'est pas certain qu'il en soit toujours ainsi.

b) Les cailloux sont séparés de la terre lors du lavage des pommes de terre.

c) Après extraction de la fécule, il reste la pulpe de pomme de terre qui est en général déshydratée pour l'alimentation du bétail, ou utilisée dans l'industrie du carton.

d) Les fanes de pomme de terre et les herbes constituent des amendements organiques pour l'agriculture.

3. — *Les conserveries de légumes*

Dans la conserverie de légumes, les seuls déchets solides sont des matières essentiellement végétales : mauvaises herbes, fragments de légumes, ou grains de calibre inférieur (petits pois). Il peut y avoir aussi quelques particules minérales provenant du lavage : poussière et terre déposée sur les feuilles de plantes comme les épinards, terre des racines (carotte, betterave rouge).

Ces déchets sont séparés des eaux résiduaires par tamisage [1] et représentent un faible volume par rapport au tonnage traité. Ils sont utilisés comme amendements organiques.

[1] Dégrillage en terme technique.

4. — *Les fabriques de jus de pomme*

Elles utilisent comme matière première les pommes à cidre. Les déchets solides sont :

— la pulpe de pomme : séchée à l'air chaud, elle est vendue pour la pectinerie et l'alimentation du bétail ;

— les déchets du dégrillage des eaux de transport et de lavage des pommes ;

— les boues de curage des bassins de décantation des eaux résiduaires. Ces eaux généralement épandues sont au préalable stockées dans des bassins qui sont curés périodiquement. Nous donnons deux exemples d'analyses de ces déchets, les échantillons provenant d'usines différentes (tabl. 4).

TABLEAU 4

Boues de curage des bassins de décantation de fabriques de jus de pomme

N°	Carbone (%)	Azote (%)	pH	Potassium		Phosphore assimilable (P_2O_5) (‰)	Conductivité électrique d'extrait 1/5 micromhos/cm
				Échangeable (‰)	soluble (‰)		
1	21,6	1,54	6,9	1,73	0,53	0,71	415
2	19,8	2,07	6,7	3,28	1,29	0,65	600

Ces boues sont assez riches en carbone et azote et très riches en potassium et en phosphore. Du fait de leur contact avec les eaux résiduaires plus ou moins chargées en sels, la conductivité électrique est assez élevée. L'incorporation dans des sols de polyculture ne semble pas devoir présenter d'inconvénients graves ; il faudrait être plus prudent pour les sols de serre.

Ces résidus organiques sont utilisés comme amendement et sont très prisés par les agriculteurs.

5. — *Les laiteries*

L'industrie laitière ne produit pas de déchets solides, à l'exception de la faible quantité de boue qui se dépose dans le bac de collecte des eaux résiduaires.

Comme cette industrie présente par rapport aux autres industries la particularité de fonctionner toute l'année, les eaux résiduaires sont parfois épurées par une station d'épuration biologique.

Ces stations d'épuration produisent des boues qu'il s'agit d'évacuer. Nous donnons ici quelques analyses de boue de ces stations (tabl. 5).

Le prélèvement 1 concerne une boue concentrée à la sortie de la station d'épuration par un séjour de longue durée dans un silo décanteur.

Les prélèvements 2 et 3 correspondent à la boue sortant de l'usine.

TABLEAU 5

Boues de stations d'épuration de laiterie

Usine	N° de prélèvement	MS (mg/l)	Mat. min. (mg/l)	Azote (mg/l)	Potassium (mg/l)	Phosphore P_2O_5 (mg/l)	pH de phase liquide	Conductiv. à 20°C de la phase liquide (micromhos/cm)
1	1	9 760	2 482	797	919	255	7,1	—
2	2	6 150	784	470	73	424	6,7	2 654
	3	5 431	674	1 028	64	356	6,9	2 628

La matière sèche est donnée conventionnellement par le poids du culot de centrifugation séché à 105°C. La matière minérale est le résidu restant après calcination de la matière sèche au four à moufle.

Ces boues ont une teneur en matière en suspension très faible : 5 à 9 g/l seulement.

Prélèvement	N (%)	(K %)	P_2O_5 (%)
1	6,0	0,2	7,0
2	7,8	0,04	4,5
3	18,4	0,02	4,5

La matière sèche est relativement riche, du moins en azote et en phosphore, comme le montrent les analyses du tableau ci dessus, mais du fait de la dilution par l'eau, cette richesse est plus faible pour la boue humide.

Ces boues peuvent être utilisées comme amendement organique (de 3,4 à 3,7 p. 100 de carbone dans la matière sèche), et elles ont un intérêt pour la fertilisation, du moins phosphatée et azotée.

L'utilisation des boues n'est pas encore développée : elle pose un problème de manipulation et un problème relatif aux cultures.

Les boues telles quelles peuvent être pompées ou transportées par camion citerne.

On peut aussi, du moins théoriquement, obtenir des boues plus concentrées pour les rendre pelletables :

— soit en modifiant le fonctionnement de la station d'épuration ; en traitant dans la même station les effluents urbains et ceux de la laiterie, on favorise la décantation des matières en suspension et on obtient ainsi des boues moins humides ;

— soit en concentrant des boues par des dispositifs tels que centrifugeuse continue, hydrocyclone, filtre presse... La décantation de longue durée en silo est insuffisante puisqu'elle permet d'obtenir une teneur en matière sèche de 18 g/l seulement.

La boue pelletable ne peut être apportée que sur un sol nu avant d'être enfouie et mélangée à la terre.

La boue fluide peut être apportée par irrigation à la raie sur certaines cultures billonnées comme le maïs, ou sinon en sol nu.

Si l'on veut apporter la boue fluide par aéro-aspersion, il peut être nécessaire de la diluer. De plus, certaines cultures peuvent fort mal s'accommoder d'un apport de boue sur leur feuillage. Il faut signaler les inconvénients particuliers de l'apport de boue sur les prairies ; en plus des inconvénients pour la plante, l'herbe n'est consommée par les animaux qu'après une pluie qui lave les feuilles.

Signalons à ce sujet qu'une usine épand par aéro-aspersion des boues diluées par de l'effluent brut dans la proportion de 1/3 à 2/3, ce qui donne une suspension à 1,5-2,4 g/l de matière sèche. Cette suspension peut être apportée sur des prairies pâturées sans trop d'inconvénients.

6. — *Les abattoirs*

Les déchets solides sont constitués par :

— le fumier des étables dans lesquelles le bétail séjourne avant abattage ;
— les matières provenant du dégrillage des eaux résiduaires ;
— les os, onglets ;
— les poils de porcs récupérés pour la brosserie.

Le fumier et les déchets provenant du dégrillage sont utilisés comme source de matière organique en agriculture.

Les os et onglets sont envoyés à l'équarrissage.

CONCLUSIONS

Nous nous proposons de classer les divers déchets solides des industries agricoles et alimentaires, d'examiner leur utilisation possible, en particulier en agriculture.

Les déchets des industries agricoles et alimentaires peuvent se classer ainsi du point de vue de leur constitution :

A. — *Matière végétale*

— Plantes ou fragments de plantes : fanes de pomme de terre, fragments de betteraves, herbes, légumes...

— Matière végétale dont on a extrait les produits utiles : pulpe de betterave, de pomme de terre, de pomme à cidre.

B. — *Matière organique*

Fumier, boue de stations d'épuration, résultat de la décantation d'eaux résiduaires chargées en matières végétales pour la totalité (industrie du jus de pomme), matières stercoraires des abattoirs.

C. — *Matière animale*

Abats, fragments ou parties d'animaux.

D. — *Matière minérale*

Pour la plus grande partie :

— Terre de lavage des parties souterraines des plantes : betterave à sucre, pomme de terre. Dans le cas des conserveries (carotte, betterave, salsifis), la quantité de terre constitue une faible partie des déchets de l'effluent.

— Résultats d'une opération technologique : écumes de défécation en sucrerie.

Tous ces déchets peuvent être plus ou moins chargés en sels à la suite soit du traitement technologique, soit de leur transport par un courant d'eau chargé en sels. C'est notamment le cas de la terre de lavage des organes souterrains des plantes. Dans ce cas, il faut également noter que les propriétés de la terre sont modifiées par le fait que les éléments granulométriques se trouvent séparés, du moins en partie, à la sortie de l'usine. Lors du dépôt, ces éléments se séparent suivant leur taille.

L'utilisation de beaucoup de ces déchets solides ne pose pas de problèmes très importants parce qu'ils peuvent servir comme amendements organiques ou minéraux, pour l'alimentation du bétail et comme matière première pour l'industrie (mélasse pour la fabrication d'alcool, pulpe de pomme séchée pour la pectinerie). Il n'en est pas de même pour les déchets minéraux comme la terre ou pour les boues de stations d'épuration.

Pour la terre, la difficulté provient de l'hétérogénéité du matériau consécutive à la sédimentation séparée des éléments de dimensions différentes. L'apport de ce matériau sur le sol cultivé va induire une hétérogénéité qui va compliquer la culture. Le même inconvénient subsiste lorsqu'on utilise ce matériau pour l'établissement de jardins d'agrément. Il faut signaler à ce sujet que l'épandage direct des eaux boueuses réduit l'hétérogénéité en se sens que les zones hétérogènes sont de petites dimensions (de l'ordre du m) ; elles peuvent donc être plus facilement réduites par le mélange provoqué par le travail du sol.

L'utilisation des boues de stations d'épuration de laiteries comme amendement en agriculture pose des problèmes d'un autre ordre. Ils tiennent tant à la manipulation d'une suspension très diluée ou à sa concentration pour la rendre pelletable qu'à la difficulté d'apporter ces boues sur un sol portant une culture. Comme ces boues sont produites toute l'année, il faut prévoir un dispositif de stockage pour absorber les à-coups possibles de l'utilisation par l'agriculture.

D'une façon générale, des analyses sont nécessaires pour utiliser ces matériaux : richesse chimique (N, P, K), granulométrie dans le cas de terre, présence éventuelle de sels caractérisés globalement par la conductivité électrique.

Du point de vue agronomique, des solutions sont techniquement au point pour l'utilisation de beaucoup de déchets. Il reste à examiner les répercussions de ces apports sur l'environnement. On notera toutefois qu'en sol cultivé, une partie des éléments, tels que l'azote, sont exportés par la culture.

Reçu pour publication en janvier 1974.

SUMMARY

SOLID WASTE FROM THE AGRICULTURAL AND FOOD INDUSTRIES

Agricultural and food process plants provide solid wastes as parts of plants or animals and mineral matter.

Some of this waste can be used in agriculture as manure without presenting any great difficulty.

This is not so in the case of soil washed from the underground organs of plants which is often very heterogenous and sometimes contains sodium chloride.

The deposits from dairy sewage plants are dilute solutions that cannot be transported mechanically without first being concentrated. As their use on soils under cultivation is difficult, a method of storage is involved.

ZUSAMMENFASSUNG

DIE FESTEN ABFÄLLE DER AGRAR- UND NAHRUNGSMITTELINDUSTRIE

Die festen abfälle der Agrar- und Nahrungsmittelindustrie sind je nachdem pflanzlicher, tierischer oder mineralischer Natur.

Die Verwendung von verschiedenen dieser Abfälle in der Landwirtschaft als organische Düngemittel stellt keine grossen Problem vor.

Dies ist jedoch sehr wohl der Fall bei der Spülerde der unterirdischen Organe von Gemüsen, die oft sehr heterogen und manchmal mit Natriumchlorid versetzt ist.

Die Schlämme der Reinigungsstationen von Molkereien stellen verdünnte Suspensionen dar, die ohne vorherige Konzentration nicht mechanisch transportiert werden können. Da ihre Aufbringung auf den Boden während des Anbaus eine heikle Angelegenheit ist, muss eine Lagerungsvorrichtung vorgesehen werden.

РЕЗЮМЕ

Твердые отбросы сельскохозяйственных и пищевых индустрий.

Р. ГРА, А. МОРИЗО.

Твердые отбросы сельскохозяйственных и пищевых индустрий бывают растительного, животного, или минерального происхождения.

Применение некоторых из этих отбросов в качестве органических удобрений в сельском хозяйстве не представляет больших проблем.

Но вопрос ставится совершенно по иному, когда дело идет о земле смытой с подземных растительных органов, которая часто очень гетерогенна и иногда содержит большие количества хлористого натрия.

Осадки из очистительных станций молочных индустрий представляют из себя разбавленные суспензии, неспособные к механическому транспорту без предварительной концентрации. А, ввиду того что вопрос о прямом их внесении в почву под культуры, очень спорен, необходимо предусматривать установки для их хранения.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANNE P., 1945. Dosage du carbone organique du sol. *Ann. agron.*, série A, 161-172.

GRAS R., MORISOT A., 1973. *Étude de l'épandage des eaux résiduaires des industries agricoles et alimentaires.* Direction des industries agricoles et alimentaires. Service des industries. I. N. R. A., Ministère de l'Agriculture.

HÉNIN S., MONNIER G., COMBEAU A., 1958. Méthode pour l'étude de la stabilité structurale des sols. *Ann. agron.*, **1**, 73-92.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 243-266.

RÉPERCUSSIONS AGRONOMIQUES DES ÉPANDAGES D'EFFLUENTS DES INDUSTRIES AGRICOLES ET ALIMENTAIRES

A. MORISOT [1] et R. GRAS [1]
avec la collaboration technique de J. OUDARD

Station d'Agronomie,
Centre national de Recherches agronomiques, I. N. R. A.,
78000 Versailles

RÉSUMÉ

Cette enquête, réalisée en 1972, auprès de 32 usines des industries agricoles a permis de préciser les répercussions agronomiques de l'épandage des eaux usées. On s'est, en particulier attaché à caractériser l'évolution des propriétés physiques et chimiques des sols, ce qui a permis d'observer des situations de surfertilisation, et d'insister sur l'importance des interactions entre la nature de l'effluent, sa dose d'apport et la nature du sol qui le reçoit, dans l'évolution des propriétés physiques du sol. On rapporte également les répercussions de ces épandages sur les exploitations agricoles qui les acceptent.

INTRODUCTION

Les eaux résiduaires des industries agricoles et alimentaires ne peuvent plus être rejetées directement dans les eaux de surface. Dans la plupart des cas, les charges polluantes sont telles qu'elles satureraient le pouvoir autoépurateur des cours d'eau. D'autre part, l'institution de la redevance pour détérioration de la qualité de l'eau incite tous les industriels à diminuer cette charge polluante.

Un premier type d'amélioration peut être apporté par des modifications de la technologie des usines qui diminuent effectivement la pollution par unité de produit fabriqué.

— Amélioration du rendement de la production ; exemple, récupération et renvoi en diffusion des radicelles et collets en sucrerie.

[1] Adresse actuelle : Station d'Agronomie et de Physiologie végétale, B. P. 78, 06602 Antibes.

— Modification des techniques de production et changement d'adjuvants : exemple, tentative en sucrerie pour remplacer le NaCl dans la régénération des résines échangeuses, diminution de la consommation de NaCl par l'utilisation, pour la fabrication de vapeur, des eaux de condensation, installation de système de lavage automatique avec recyclage des produits (CIP en laiterie).

— Récupération et utilisation des sous-produits : sérum en fromagerie, séché ou utilisé pour l'alimentation des porcs, écumes de défécation utilisées comme amendement.

— Récupération de sous-produits qui sont toujours considérés comme des déchets mais ne sont pas éliminés avec les eaux résiduaires : décantation des boues de lavage de sucreries et épandage dans les champs, dégrillage et épandage des déchets solides recueillis.

Un deuxième type d'amélioration est apporté par la réduction des quantités d'eau rejetées par unité de produit fabriqué : recyclage des eaux de refroidissement, utilisation des eaux de concentration de vinasses. Dans ce cas, il faut remarquer qu'on diminue le débit des eaux résiduaires, mais qu'on peut, de ce fait, augmenter la charge polluante par m^3 d'effluent. Par exemple, parmi les sucreries que nous avons observées, ce sont celles qui ont le plus faible rejet d'eau par tonne de betterave, qui ont également les plus fortes concentrations en Na^+ (jusqu'à 3 g/l).

Quel que soit le résultat de ces diverses améliorations, l'effluent doit encore subir un traitement d'épuration que l'industriel choisira parmi les trois classes de dispositifs (selon la classification des Agences Financières de Bassin) :

— Bassin de décantation et station d'épuration physicochimique, lorsqu'on dispose de floculants adéquats. Ce système d'épuration présente l'avantage d'avoir un fonctionnement très souple (il suffit d'adapter au débit la quantité de floculants ajoutée), mais demande beaucoup de place et un gros investissement. Pour une laiterie traitant 110 millions de litres par an, il faudrait deux bassins de 1 500 m^3 chacun pour permettre une décantation de 48 heures des effluents de la période de pointe.

— Unité de traitement biologique (à lits bactériens ou boues activées). L'investissement et le fonctionnement sont très coûteux. De plus, les variations de débit et de nature des effluents doivent être très progressives, ce qui élimine pratiquement les industries saisonnières ou annuelles à production diversifiée (conserveries qui traitent successivement différents légumes).

— Enfin, l'épandage sur des terrains cultivés, permettant une certaine épuration par le sol et la plante.

On peut, en première approximation, situer l'efficacité escomptée de ces dispositifs en reproduisant le tableau des coefficients de réduction de la charge polluante appliqués par les Agences de bassin, tableau 1. On voit que l'épandage, qui est généralement la solution la moins coûteuse, est considéré comme le système le plus efficace. L'épandage est donc une méthode qui sera encore utilisée, seule ou en association avec d'autres. Par exemple, une station d'épuration peut être calculée pour traiter le débit minimum, l'excédent de la période de pointe est alors épandu. L'épandage constitue également une solution pour l'élimination des boues produites par ces stations ; enfin, ce peut être une méthode d'épuration tertiaire, puisque l'azote et le phosphore ne sont éliminés qu'en partie par les stations d'épuration actuelles.

Or, le fonctionnement du sol comme système épurateur modifie ses propres pro-

priétés, ce qui a des conséquences sur l'efficacité de l'épuration et l'utilisation agricole. C'est pour évaluer ces répercussions, que le Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural, Direction des Industries Agricoles et Alimentaires, a demandé à l'Institut National de la Recherche Agronomique d'étudier l'épandage. Cet article, écrit à la suite d'une enquête, rapporte les modifications apportées au sol et les conséquences agronomiques. Nous ne nous sommes pas contentés d'étudier les épandages actuellement considérés comme rationnels, afin d'observer la gamme la plus étendue possible de situations.

TABLEAU I

Estimation forfaitaire des coefficients de prime pour épuration utilisée par l'Agence de bassin Seine-Normandie

Classe des dispositifs	Coefficient applicable		
	aux matières en suspension	aux matières oxydables	aux habitants
Bassin de décantation....	0,5	0	0,3
Unité complète de traitement biologique	0,7	0,6	0,7
Épandage sur sol cultivé .	1,0	0,8	0,9

MATÉRIEL ET MÉTHODE

1. — *Méthode*

Nous avons procédé à une enquête auprès de 32 usines qui se répartissent ainsi entre 7 industries :

sucrerie-distillerie	5	(dont une sucrerie sans distillerie)
distillerie.....	5	(4 de betteraves, 1 de cognac)
féculeries.....	3	
laiteries	11	
conserveries	5	(qui traitent toutes des petits pois)
traitement du jus de pomme	2	(concentration du jus et distillation du cidre en calvados)
abattoir.....	1	

Les durées écoulées depuis le premier apport d'effluent sur les parcelles examinées sont rapportées dans le tableau 2.

Pour apprécier l'évolution des sols qui reçoivent un épandage, on a observé au moins un couple de stations aussi comparables que possible, dont l'une a été arrosée et l'autre non. Chaque fois que nous avons pu le faire, nous avons examiné plusieurs couples de stations par usine ; les couples différaient alors par la hauteur d'eau usée reçue, le type d'effluent, la durée écoulée depuis l'épandage ou la nature du sol. Nous avons ainsi étudié 104 stations près des 32 usines. Pour caractériser ces stations, on s'est renseigné, auprès de l'agriculteur concerné, sur les techniques culturales et l'évolution de la végétation ; on a procédé à l'examen d'un profil cultural (sur un mètre de profondeur, en principe) et au prélèvement d'échantillons de sol sur 2 axes verticaux aux profondeurs que suggérait l'observation du profil. Nous disposons ainsi de 2 répétitions pour tous les résultats d'analyses, excepté les granulométries et les tests de stabilité structurale en dessous de 30 cm. Sur ces échantillons, on a fait les analyses suivantes : granulométrie sans décalci-

TABLEAU 2

Répartition des durées écoulées depuis le premier apport d'effluent sur les parcelles examinées

	Moins de 2 ans	De 2 à 5 ans	De 5 à 10 ans	Plus de 10 ans
Sucreries Distilleries	5	3	3	3
Distilleries	1	0	1	4
Féculeries	4	1	1	2
Laiteries	1	6	4	6
Conserveries de Pois	1	0	1	3
Conserveries de Jus de Pomme	2	0	0	2
Abattoir	1	0	1	0

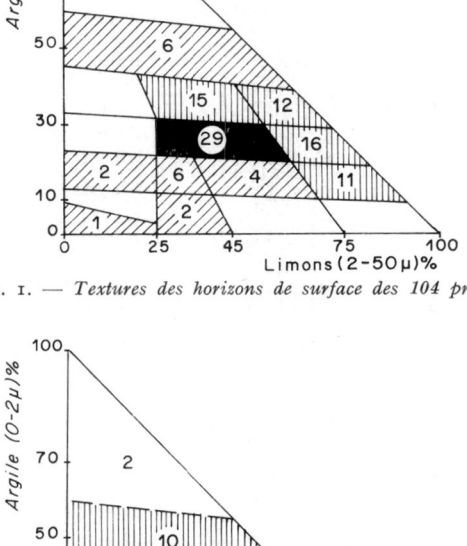


FIG. 1. — *Textures des horizons de surface des 104 profils*

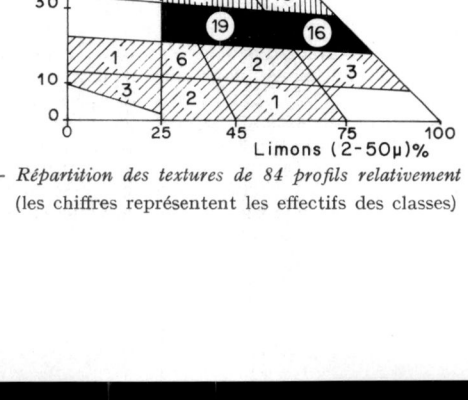


FIG. 2. — *Répartition des textures de 84 profils relativement homogènes* (les chiffres représentent les effectifs des classes)

fication, matières organiques, azote total, pH, calcaire total, capacité d'échange pour les cations ; Ca, Mg, K et Na échangeables ; Ca, Mg, K et Na « solubles » (c'est-à-dire entraînés lors du lessivage d'un échantillon par 95 ml d'alcool) ; P_2O_5 Joret-Hébert, enfin test de stabilité structurale avec indices d'instabilité et de perméabilité (HÉNIN *et al.*, 1969).

2. — *Description des sols observés*

Pour situer l'échantillon de sols examinés, il est intéressant de noter les effectifs des textures rencontrées : on les trouvera sur les figures 1 et 2.

3. — *Méthode d'évaluation de l'évolution des sols*

Pour chaque caractéristique analysée, on a comparé les profils de répartition verticale dans le sol qui a reçu l'épandage et dans le sol témoin correspondant. Lorsque les couples sont constitués de stations parfaitement comparables, les différences éventuellement constatées sont imputées à l'épandage. Mais on n'a pas toujours pu constituer de tels couples, et souvent les stations diffèrent à cause notamment :

— de l'hétérogénéité du sol (textures différentes pour un ou plusieurs horizons) ;
— de la topographie ;
— du fait que les parcelles ne sont pas cultivées par les mêmes agriculteurs. Les successions de culture, les fumures sont différentes. On a même été amené à constituer plusieurs couples associant un sol sous prairie et un sol sous polyculture.

Il fallait donc examiner de façon critique les différences observées. Lorsque les deux stations sont réellement comparables, le fait d'avoir des répétitions permet de ne prendre en compte que des différences entre moyennes des 2 stations supérieures aux différences à l'intérieur de chacune de ces 2 stations. On peut alors chiffrer l'évolution attribuée à l'épandage. Lorsque les stations diffèrent par un autre caractère que la présence ou l'absence d'épandage, on peut malgré tout utiliser certaines observations pour déterminer au moins un sens d'évolution. Par exemple, si on compare une prairie à une parcelle en polyculture et si le sol sous prairie est moins pourvu en matières organiques, on peut envisager un effet de l'épandage ; mais s'il est mieux pourvu, on ne peut bien sûr rien conclure, et l'observation est rejetée.

Ces comparaisons partielles, ou même impossibles constituent un inconvénient de l'enquête puisqu'une partie de l'information recueillie est inutilisable. Il ne faut, toutefois, pas perdre de vue l'objectif de ce travail qui ne peut s'intéresser qu'à d'importantes variations des critères examinés. Dans ce domaine où nos connaissances sont très limitées, savoir dans quel sens va évoluer une caractéristique est déjà un progrès énorme.

Pour les quatre éléments Mg, K, Na et P_2O_5, on a planimétré les surfaces qui séparent les deux profils de répartition verticale dans le témoin et dans l'épandu. On a ainsi obtenu un ordre de grandeur de la variation de quantité (due à l'épandage) de ces éléments dans le profil observé ou dans la couche superficielle (0-25 cm).

4. — *Analyse factorielle des correspondances*

De très nombreux paramètres peuvent intervenir sur l'évolution des sols. Pour essayer de les situer entre eux, de dégager ceux qui ont la plus grande influence, de faire apparaître les liens qui les unissent et ainsi, d'examiner globalement l'échantillon, on a utilisé une méthode de statistique descriptive : l'analyse des correspondances entre les paramètres caractérisant :

— l'état initial du sol ;
— le climat ;
— la technique d'épandage et l'effluent ;
— la végétation ;
— et les modifications apportées au sol par l'épandage.

Pour ce faire, on a découpé la gamme des valeurs prises par chaque paramètre quantitatif en classes, et on a attribué à chaque paramètre qualitatif (par exemple, l'allure du profil de répartition du sodium selon la profondeur), un ensemble de configurations dont une seule était réalisable à la fois (par exemple, profil croissant, décroissant, constant, présentant un maximum). Sur les tableaux de données, ne figurent alors que des 1 (on a observé la classe de valeur ou la configuration correspondante pour l'échantillon en question) ou des blancs (équivalents au zéro ; on n'a pas observé la classe correspondante).

Malheureusement, la description de l'ensemble de ces observations par les trois premiers plans

de projection ne rend compte que de 30 p. 100 de l'information totale. Pourtant, cette analyse nous a évité de négliger certains points intéressants qu'elle met bien en évidence (dans les limites étroites de notre échantillon), comme l'influence du type de végétation (cultures annuelles ou prairie permanente) et du type d'épandage, ou comme les différentes évolutions des propriétés physiques des sols à proximité des laiteries (Résultats, § 4 et 5).

RÉSULTATS

1. — *Évolution globale des sols*

Pour observer globalement l'évolution des sols, on se reportera au tableau 3 dans lequel on indique le sens et l'amplitude de l'évolution de différentes caractéristiques. Il apparaît ainsi nettement que c'est pour les quatre éléments Mg, K, Na et P qu'on observe les modifications les plus fréquentes ; il ne faut pas s'en étonner, cela peut simplement provenir du soin particulier pris pour comparer ces caractéristiques. Les seuils de discrimination sont alors très faibles : 50 à 100 kg/ha de différence entre les 2 stations, épandue et témoin ; alors que pour les autres caractéristiques, les différences n'étaient retenues que pour des valeurs beaucoup plus élevées.

TABLEAU 3

Évolution des sols après épandage

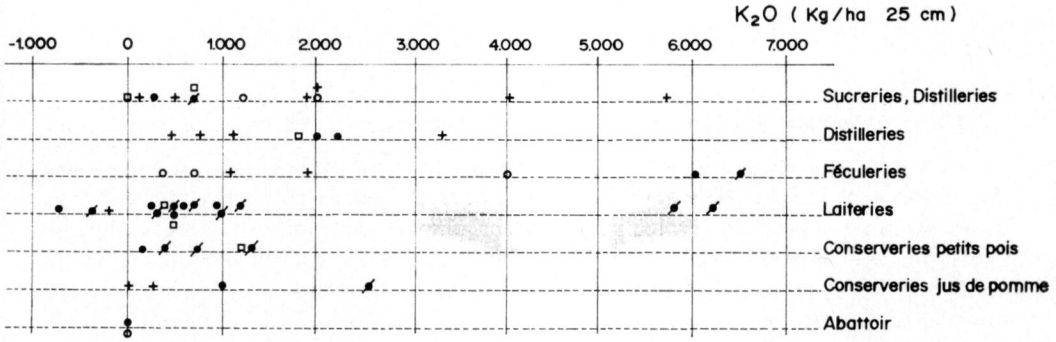
++ Augmentation sur plus de 90 p. 100 des profils examinés ;
+ Augmentation sur plus de 60 p. 100 des profils examinés ;
— Diminution sur plus de 60 p. 100 des profils examinés.

	Matières organiques Azote total	Capacité d'échange	Stabilité structurale	Ca	Mg	K	Na	P
Sucreries-distilleries ...	+	+			++	++	++	++
Distilleries	+		+		+	++	—	++
Féculeries					+	++		++
Laiteries	+	+	—		++	++	++	++
Conserveries					+	++	++	
Jus de pomme		+		—		+		++
Abattoir.....	++	+		++			++	+

L'examen de ces fréquences de modifications selon les types d'industries montre que les modifications sont plus nombreuses dans les sucreries et sucreries-distilleries, dans les distilleries, les laiteries et, à un moindre degré, dans les féculeries. Par contre, avec les effluents de conserveries de petits pois et de jus de pomme, elles sont moins nombreuses. L'abattoir est intermédiaire.

1. 1. *Évolution des teneurs en K_2O, P_2O_5, Na et MgO.*

On trouvera dans les figures 3 et 4 les quantités d'éléments retrouvées en excès (ou en déficit) après épandage. Le symbolisme utilisé donne l'ordre de grandeur de la hauteur totale d'eau usée apportée par les épandages.



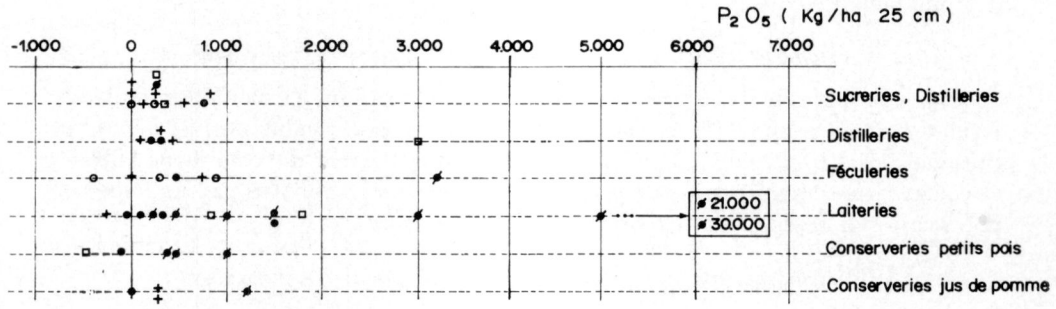
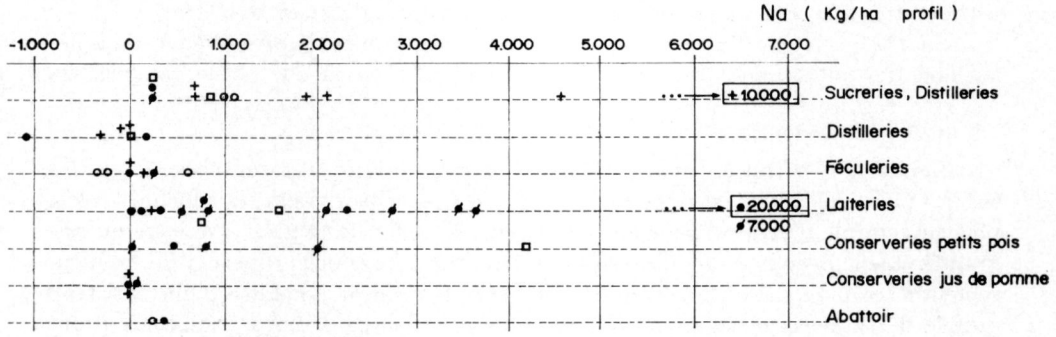


FIG 3



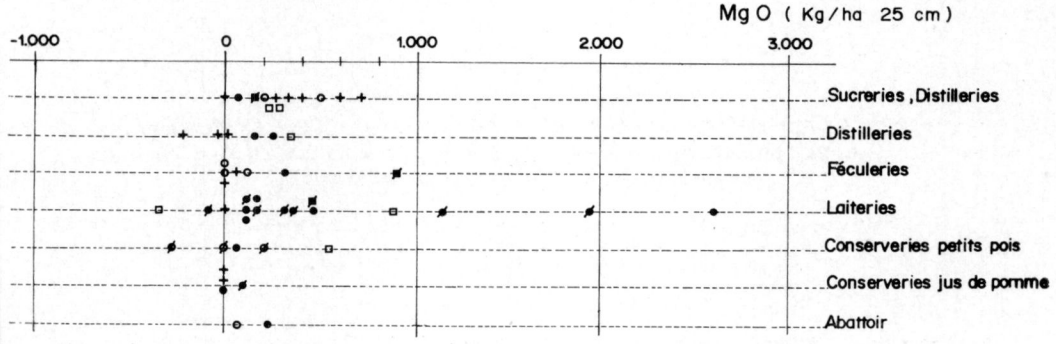


FIG 4

FIG. 3 et 4. — *Quantité d'éléments apportée par l'épandage et retrouvée dans le profil examine*

Hauteur d'effluent apportée :

+ 0 à 200 mm
○ 200 à 500 mm
□ 500 à 1 200 mm
● 1 200 à 3 200 mm
plus de 5 000 mm

1. 11. *Gammes de hauteurs d'eau usée apportées.*

On remarque que ces gammes ne sont pas les mêmes dans les 7 types d'industries. Les doses sont les plus élevées en laiteries et conserveries de pois où toutes les stations examinées (sauf une en laiterie) ont reçu plus de 500 mm, et la moitié plus de 5 000 mm. Les stations de sucreries-distilleries et distilleries sont en général beaucoup moins arrosées ; la moitié d'entre elles ont reçu moins de 500 mm. Celles de féculeries sont les moins arrosées ; 5 sur 7 ont reçu moins de 500 mm.

Les conserveries de jus de pomme et l'abattoir présentent peu de stations et des pluviométries dispersées.

1. 12. *Enrichissement en potassium dans les 25 premiers centimètres.*

Les enrichissements les plus importants sont trouvés dans les sucreries-distilleries, féculeries et dans une laiterie. Dans les 3 premiers types d'industries, ils dépassent presque tous 1 tonne de K_2O par hectare. Ils sont également importants en laiteries et conserveries de pois ou jus de pomme. Seul l'abattoir n'apporte pas un excès de potassium par rapport aux exportations par les cultures.

1. 13. *Enrichissements en phosphore dans les 25 premiers centimètres.*

On les constate pour toutes les industries. La moitié des stations de laiteries présentent un excédent supérieur à une tonne de P_2O_5 par hectare (dont pour les 2 stations très arrosées d'une laiterie, les chiffres énormes de 21 et 30 tonnes).

Sauf dans 2 cas (l'un en distillerie, l'autre en féculerie), on retrouve dans les stations des autres industries un enrichissement inférieur à une tonne par hectare.

1. 14. *Enrichissement en sodium sur la profondeur observée.*

Le sodium, parmi les quatre éléments examinés dans ce paragraphe, forme les sels les plus solubles. C'est donc lui qui, s'il n'est pas adsorbé par les colloïdes, est le plus susceptible d'être entraîné en profondeur. En effet, le tableau 4 montre qu'une grande partie du sodium apporté est maintenant sous la couche superficielle, contrairement à ce qui se passe pour les autres éléments. On comprend alors qu'une part trop grande des apports observés de sodium nous échapperait si nous nous contentions de l'examen de l'horizon de surface. Cette rapidité du déplacement du sodium est

TABLEAU 4

Répartitions des valeurs des rapports
Enrichissement dans 0-25 cm/Enrichissement dans le profil entier
(pour les 25 profils sur lesquels il y a enrichissement simultané en Na et K, et une profondeur observée d'au moins 50 cm.)

Valeur des rapports	0 à 0,3	0,3 à 0,5	0,5 à 0,7	0,7 à 1,0
Effectifs pour Na	16	5	3	1
Effectifs pour K	3	5	6	11

illustrée par la remarque suivante : sur une usine, nous avons observé deux épandages faits dans les mêmes conditions, mais l'un en 1969, et l'autre en 1970. Un an après l'épandage, 80 p. 100 du sodium est entre 0 et 25 cm ; deux ans après, il n'y en a plus que 30 p. 100 dans cette couche.

Les enrichissements en sodium sont flagrants en sucreries-distilleries, laiteries, conserveries de pois et abattoir. Ils sont (sauf un cas) relativement faibles ou nuls en féculeries, et toujours nuls en distilleries et conserveries de jus de pomme.

Ils peuvent être énormes puisque (et ces chiffres ne tiennent pas compte du lessivage au-delà de la profondeur observée), dans 15 stations, on a retrouvé plus d'une tonne de Na à l'hectare et dans 2 (une sucrerie et une laiterie), 10 et 20 tonnes. Ces apports sont d'ailleurs obtenus, en sucreries, avec des apports d'eau (inférieurs à 500 mm) qui peuvent paraître faibles à d'autres égards.

1. 15. *Enrichissement en magnésium dans les 25 premiers centimètres.*

Sauf dans les conserveries de jus de pomme et l'abattoir, il semble qu'il y ait des enrichissements en magnésium par les effluents. En particulier par ceux de sucreries-distilleries et de laiteries, où la moitié des sols épandus contiennent plus de 300 kg/ha de MgO en excès par rapport au témoin. Néanmoins, il n'y a que sur les trois stations les plus arrosées de laiteries qu'on constate un accroissement supérieur à une tonne par hectare.

1. 16. *Lessivages.*

Il faut signaler les cas, plus rares, où l'on observe une diminution globale de certains éléments après l'épandage. Pour le potassium, la seule diminution importante (750 kg/ha) de K_2O) est observée dans des marais maritimes où les teneurs en potassium et phosphore sont déjà très fortes avant épandage. C'est d'ailleurs dans cette même station qu'on observe le seul lessivage important de phosphore.

Pour le sodium, on ne trouve de diminution que dans les distilleries et féculeries. Le sodium retrouvé dans le sol témoin a probablement été apporté par des engrais (nitrate de soude...).

Les diminutions sont toujours faibles pour le magnésium (inférieures à 400 kg/ha).

1. 17. *Apports de terre.*

Ces tableaux ne font pas apparaître les modifications de texture et d'épaisseur de sol dues à la terre en suspension dans les eaux de lavage de betteraves en sucreries. Ces eaux qui peuvent contenir de 50 à 300 g/l de matières en suspension apportent par hectare plusieurs centaines de tonnes de terre (250 mm d'effluent à 200 g/l = 500 t/ha), ce qui augmente l'épaisseur du sol de plusieurs centimètres (100 t de terre avec une densité de 1,6 correspondent à une épaisseur de 0,6 cm sur 1 ha).

Le mélange intime avec la terre en place est long à obtenir ; l'agriculteur procède seulement à un labour perpendiculaire aux billons dans lesquels la boue s'est décantée, et on distingue facilement les poches de boues même 2 ans après l'apport (elles peuvent encore avoir une dizaine de centimètres de diamètre).

D'autre part, l'hétérogénéité de cette boue est très grande (dans le tableau 5, les prélèvements, pour chaque usine, ont été faits dans la même fosse de profil cultural) et il est impossible de prévoir l'évolution des propriétés physiques du sol après le mélange.

TABLEAU 5

Analyses de boues de lavage retrouvées dans les sols après épandage
(pour chaque sucrerie, les prélèvements viennent de la même fosse de profil cultural)

Texture	0-2 μ	2-20 μ	20-50 μ	50-2 000 μ	MO p. 100	CEC	Log 10 Is
			Sucrerie n° 1				
Argileuse	38	40	14	1	7,3	26,3	0,57
Limon argileux....	20	34	35	2	8,5	18,1	0,29
Limon pur.....	5	9	68	17	1,0	4,5	1,10
			Sucrerie n° 2				
Limon sableux	4	5	46	43	0,8	3,2	—
Limon	13	38	43	2	3,7	10,5	—
Limon pur.....	8	19	64	7	1,8	4,6	—

2. — *Examen de la correspondance entre les apports et les enrichissements*

Nous avons, dans un autre article, présenté les résultats d'analyses d'effluents prélevés dans 26 des 32 usines étudiées ici. Il serait maintenant intéressant de comparer les évolutions des sols et les caractéristiques des effluents. Nous avons défini des « types d'effluents », malheureusement nous ne pouvons les considérer dans cette comparaison parce que tous les types d'effluents ne sont pas épandus tels quels (par exemple, les vinasses de mélasse ne sont épandues qu'après mélange), et parce qu'il faudrait qu'ils soient épandus au même rythme et en quantités voisines, ce qui n'est presque jamais le cas. Nous pouvons simplement dire que les évolutions des sols sont plus marquées après épandage des vinasses de mélasse même mélangées, qu'après épandage des vinasses de betteraves.

Nous nous contenterons donc de comparer globalement les évolutions des sols selon les types d'industries. Le tableau 6 rappelle les principales caractéristiques des effluents des industries étudiées.

2. 1. Pour les sucreries-distilleries et laiteries, les modifications de sol sont les plus importantes ; ceci ne nous surprend pas pour les premières qui ont des effluents parmi les plus chargés (en particulier eaux boueuses et vinasses) ; et on l'explique pour les laiteries, qui ont des effluents nettement moins chargés, par l'importance des hauteurs d'eau apportées, comme nous le faisions remarquer en 1. 11.

Pour les autres industries, l'importance des modifications apportées au sol est effectivement en relation avec la charge des effluents. Ainsi, les distilleries et féculeries ont des eaux encore très chargées, et les sols évoluent effectivement beaucoup. Les conserveries de pois et de jus de pomme ont des eaux moins chargées et des évolutions des sols moins marquées.

2. 2. Si on considère maintenant les différents éléments qui sont apportés par les effluents, on constate qu'en général, on les retrouve effectivement dans les sols.

Dans certains cas où l'on dispose d'analyses des effluents épandus et des hauteurs d'eau exactes apportées depuis le début de l'épandage, on peut même retrouver quantitativement dans le sol, avec une précision satisfaisante, les apports en cations.

TABLEAU 6

Charge des effluents par type d'industries

Industrie	N (1) (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	K (mg/l)	Na (mg/l)	P (mg/l)	DCO (mg/l)	pH	Conductivité (micromho/cm)
Sucrerie-distillerie	90 à 4 000	130 à 28 000	0 à 550	160 à 16 000	50 à 3 300	5 à 1 800	1 200 à 40 000	4,6 à 7,5	1 600 à 60 000
Distillerie	80 à 650	65 à 650	100	1 000	90	180 à 280	9 000 à 14 000	3,4 à 5,8	6 000 à 10 500
Féculerie	250 à 1 500	60 à 500	10 à 150	1 300 à 3 000	15 à 90	250 à 600	15 000 à 30 000	5,0 à 6,5	7 000 à 13 000
Laiterie	15 à 50	50 à 400	5 à 70	0 à 220	30 à 2 500	5 à 200	300 à 7 300	3,1 à 11,1	800 à 16 000
Conserverie	5 à 45	80 à 230	10 à 40	15 à 115	60 à 300	0 à 30	500 à 3 800	4,7 à 6,6	800 à 3 200
Jus de pomme	15 à 55	65 à 260	5 à 20	25 à 230	15 à 285	0 à 60	3 400 à 7 700	4,5	400 à 2 200
Abattoir	25	550	100 à 700	400	650 à 1 050	220 à 420	1 300 à 3 000	6,8	3 200

(1) Azote de la phase liquide uniquement.

Il faut toutefois signaler que les apports de matières organiques (en féculeries), de calcium (dans tous les cas, sauf l'abattoir) et de sodium (en distilleries, féculeries, et traitement du jus de pomme) ne sont pas retrouvés dans les sols. La matière organique de féculerie, constituée en grande partie de protéines, est très fermentescible ; il est normal qu'elle disparaisse très rapidement. Le calcium n'est pas retrouvé, peut-être parce que les quantités apportées sont faibles par rapport aux quantités qui sont déjà dans ces sols dont la plupart sont calcaires ; sinon, on peut supposer que le complexe étant déjà saturé en Ca, ce cation a été lessivé ; d'ailleurs, dans 2 profils observés immédiatement après épandage d'effluent de féculerie, on a observé une augmentation de ce cation. Il se peut aussi qu'il soit présent sous une forme insoluble (carbonate ou phosphate de calcium).

La situation inverse a été observée pour 2 éléments : les eaux n'en apportent pratiquement pas et on en retrouve un excès dans le sol après l'épandage. C'est le cas des matières organiques pour les laiteries et l'abattoir (donc sur des prairies). On sait, par l'agriculteur, que la production végétale a également été augmentée sur ces prairies (approximativement doublée), probablement parce que l'épandage évite

le déficit climatique d'été et parce qu'il apporte des éléments fertilisants alors que la fumure traditionnelle était loin de couvrir les besoins (apports de potassium et phosphore en particulier, puisqu'il semble y avoir peu d'azote dans les effluents de laiteries).

On peut donc proposer le schéma d'évolution suivant : accroissement de la production végétale, donc des restitutions organiques qui fait plus que compenser la minéralisation, et élévation du taux des matières organiques du sol.

C'est également le cas du magnésium, qui n'existe pratiquement pas dans les effluents de laiteries et conserveries alors qu'on en retrouve un excès dans le sol après épandage. Ceci peut suggérer une dissolution du carbonate de magnésium, dont la présence est vraisemblable dans ces sols calcaires, ou une altération des minéraux argileux par ces effluents riches en acides organiques et apportés régulièrement tous les ans en grande quantité. De telles altérations sont provoquées expérimentalement en laboratoire avec des acides organiques.

3. — *Surfertilisation phosphatée et potassique :* (tabl. 7)

Nous ne pouvons signaler qu'un seul cas où la surfertilisation potassique a peut-être eu un effet négatif sur la végétation. Près d'une distillerie, sur argile-limoneuse, les feuilles de betteraves ont jauni localement. Les seules différences avec les endroits sains (qui avaient également reçu l'épandage de vinasses) étaient, sur une profondeur de 0 à 40 cm, une diminution du calcium échangé (de 24 à 16 méq/100 g pour une CEC de 19) et une augmentation du potassium (de 0,8 à 2,0 meq/100 g pour K^+ échangeable et de 0,09 à 1,0 pour K^+ soluble). Nulle part ailleurs, les agriculteurs ne nous ont signalé d'accidents.

TABLEAU 7

Nombre de profils où on trouve entre 0 et 25 cm plus de la teneur indiquée en K ou en P_2O_5

	1 méq/100 g de K	2 méq/100 g de K	0,5 p. 1 000 de P_2O_5	1 p. 1 000 de P_2O_5	Sur un total de
En sucreries-distilleries	7	2	2	0	14
En distilleries	6	1	3	2	9
En féculeries	5	4	4	2	8
En laiteries	4	1	8	4	17
En conserveries de pois.....	1	0	1	0	5
En conserveries de jus de pomme	2	1	2	1	4
	25	9	20	9	57

Sur les prairies permanentes, il semble, au contraire, que l'épandage ait un effet très favorable (comme nous l'avons dit en 2. 2), même lorsqu'il est associé à de très forts enrichissements.

Signalons que, dans 5 situations, nous avons observé, avec certitude, un entraînement du phosphore en profondeur : l'augmentation de teneur en phosphore après

épandage est alors encore nette au-delà de 40 cm (considérés comme une profondeur maximum de labour). Ces situations ne correspondent pas à un type bien défini ; on y trouve des sols très riches en matières organiques et d'autres très pauvres (1,1 p. 100 en surface), des textures argilo-limoneuses calcaires ou limoneuses-acides ou sableuses acides. Le seul trait commun est que le premier épandage a eu lieu au moins 6 ans avant notre observation.

4. — *Modification de l'état cationique*

A ce point de vue, l'évolution des sols autour des laiteries est particulièrement intéressante à considérer. On constate, en effet, après l'épandage d'effluents appartenant au même type d'industrie, et sur des sols qui sont tous très bien pourvus en matières organiques puisqu'ils portent tous des prairies permanentes (plus de 4,5 p. 100 de MO sur 0-20 cm), des modifications de la capacité d'échange de cations très bien différenciées :

4. 1. *Augmentation de la capacité d'échange et diminution du pH.*

4. 11. *Peu de modification des teneurs en cations échangeables.*

Le taux de matières organiques du sol, bien que déjà élevé avant l'épandage, augmente encore nettement. La capacité d'échange s'élève parallèlement, les teneurs en cations échangeables varient peu et le pH baisse sensiblement. La stabilité structurale parait améliorée. On trouvera un exemple dans le tableau 8, première laiterie.

4. 12. *Modification des teneurs en cations échangeables.*

On observe cette évolution avec netteté sur 5 profils, et deux exemples en sont proposés dans le tableau 8 (2e et 3e laiteries). La capacité d'échange est augmentée, et cela parait encore dû à une élévation du taux des matières organiques. D'autre part, la teneur en calcium échangeable diminue. On constate que les enrichissements en autres cations échangeables (notamment en sodium) ne peuvent compenser cette diminution, et le pH baisse. On aboutit dans certains cas (2e laiterie par exemple), à une réelle désaturation des colloïdes. La stabilité structurale est invariante ou améliorée.

4. 2. *Pas de modification de la capacité d'échange et saturation.*

On a observé cela sur 3 stations, dont 2 correspondent à une zone de déboisement, maintenue en sol nu, sur limons acides. On en trouvera un exemple dans la figure 5. Le taux des matières organiques n'est que peu modifié, ainsi que la capacité d'échange. Par contre, la teneur en calcium échangeable augmente considérablement, saturant la capacité d'échange entre 0 et 20 cm ; on ne retrouve la teneur initiale que vers 80 cm. Le pH remonte sur tout le profil observé (100 cm) et passe, pour la couche superficielle (0-12 cm) de 4 à 7,5.

Au-delà de 20 cm, l'augmentation de calcium échangeable et des autres cations ne suffit pas pour saturer la capacité d'échange, et on constate une importante adsorption du sodium qui était resté en majorité sous forme soluble dans l'horizon de surface saturé.

4. 3. *Facteurs de l'adsorption du sodium.*

Alors que les formes échangeables des trois cations Ca, Mg, et K sont toujours nettement prédominantes sur les formes solubles, l'examen des enrichissements en

TABLEAU 8

Trois exemples de l'évolution de l'état cationique des sols près de laiteries

	Texture	MO p. 1000	CEC méq/100 g	Ca échangeables (méq/100 g)	Na échangeables (méq/100 g)	pH	Log 10 Is	Log 10 K
				1re laiterie				
Témoin 0-6 cm .	argilo-limoneux	86	18,7	49,0	0,05	7,9	0,19	2,54
Après épandage 0-7 cm.....	—	136	26,7	47,3	0,17	7,4	— 0,15	2,78
				2e laiterie				
Témoin 2-15 cm	limono-argileux	44	12,1	10,9	0,05	6,4	0,62	1,58
Après épandage 2-15 cm.....	—	74	17,0	5,5	0,16	6,0	0,58	2,08
				3e laiterie				
Témoin 0-10 cm	limono-argileux	121	23,9	59,7	0,135	7,9	—	—
Après épandage 0-10 cm.....	—	286	45,6	49,3	5,63	6,9	—	—

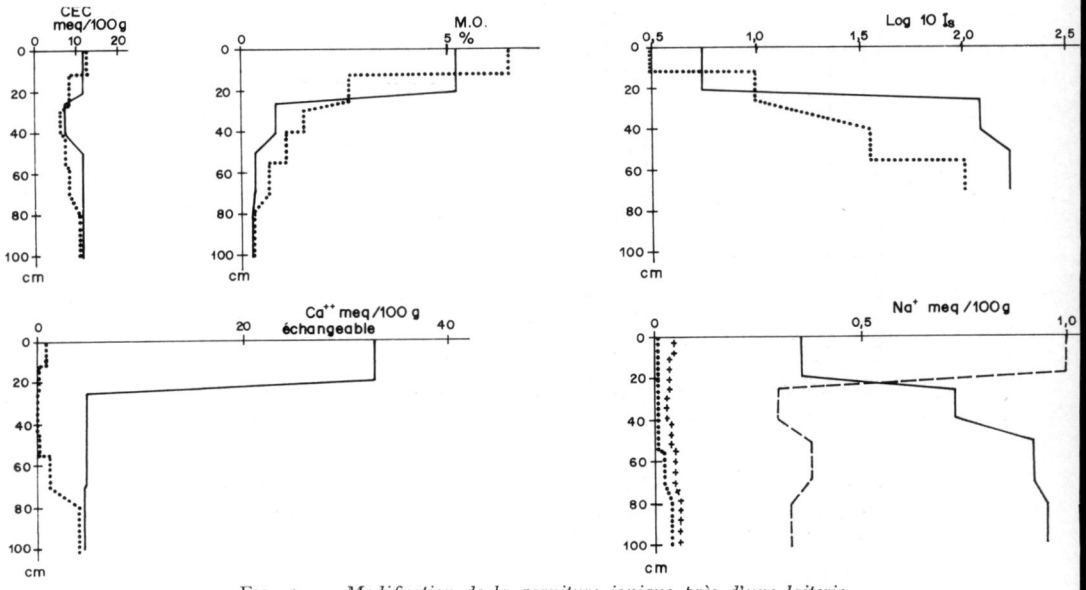


FIG 5. — *Modification de la garniture ionique près d'une laiterie*

——— après épandage (2 000 mm pendant 3 à 4 ans)
..... sans épandage

Pour le sodium ——— après épandage Na échangeable
— — — — Na soluble
..... sans épandage Na échangeable
+ + + + + Na soluble

sodium révèle que celui-ci peut rester sous forme soluble. Ce sont certaines des conditions de sa fixation que l'on peut étudier en comparant les évolutions des sols dans les deux types d'industries qui apportent de grosses quantités de ce cation, c'est-à-dire les sucreries-distilleries et les laiteries.

Lorsqu'on fait percoler une solution sur un milieu pourvu d'une capacité d'échange pour les cations, le taux de fixation du sodium (Na^+/CEC) tend vers une valeur limite.

RICHARDS (1954) a calculé une régression statistique entre cette valeur limite et le rapport d'adsorption du sodium (RAS) de la solution :

$$\frac{Na^+}{CEC} \text{ limite} = (a^+ \; b \; RAS) \; / \; (1 + (a^+ \; b \; RAS))$$

où le RAS traduit l'effet antagoniste des cations divalents sur la fixation du sodium monovalent (a et b sont des constantes).

$$RAS = (Na^+) \; / \; \sqrt{(Ca^{++} + Mg^{++}) \; / \; 2} \qquad \text{en meq/l}$$

D'après l'auteur, pour les cultures de plein air, un RAS supérieur à une valeur comprise entre 2,5 pour les eaux de conductivité très élevée (2 250 à 5 000 micromhos/cm) et 10 pour les eaux de conductivité faible (100 micromhos/cm), indique un danger de dégradation des propriétés physiques du sol. On a donc calculé ce rapport (tabl. 9). On constate que l'adsorption du sodium, qui peut être forte dans les deux types d'industries, est surtout à craindre près de celles des sucreries où le RAS atteint des valeurs extrêmes.

TABLEAU 9

Valeurs du rapport d'adsorption du sodium en sucreries et laiteries
(les eaux brutes et décantées ne proviennent pas des mêmes usines, et ne sont pas comparables)

	RAS
Sucreries-distilleries	
Eau boueuse	1 à 5
Eau boueuse décantée	19
Eau boueuse + écume	11 à 30
Eau boueuse + vinasses + eau d'écumes	2
Eau boueuse + vinasses + eau d'écumes décantées	35
Eau d'écumes + eau de purge des chaudières	3
Eau d'écumes + vinasses	16
Vinasses de mélasse (ne sont pas épandues seules)	28 et 58
Laiteries	
Poudre de lait	6
Conditionnement	1 à 21 (moy. 9)
Fromagerie	7 à 44 (moy. 17)
Fromagerie + autres ateliers	3 à 11 (mov. 7)

En fait, l'examen des tableaux 10 et 11 révèle une adsorption beaucoup plus importante près des laiteries. En effet, près des sucreries, le sodium est toujours, pour la plus grande quantité, sous forme soluble ; de plus, dans 11 cas sur 14, le sodium

TABLEAU IO

Enrichissements en sodium échangeable et soluble près des sucreries-distilleries

Comparaison	Enrichissement en Na échangeable (kg/ha)	Na éch./CEC maximum (p. 100)	Enrichissement en Na soluble (kg/ha)	Profondeur examinée (cm)	Hauteur d'effluent apportée (mm)	
1	0	0	1 000	60	400	
2	100	< 1	1 000	60	400	
3	0	0	250	35	200	
4	50	1	200	100	3 000	
5	110	< 1	150	110	8 000	
6	80	< 1	550	90	> 10 000	même
7	0	0	850	100	1 000	usine
8	0	0	220	80	1 000	
9	200	< 1	600	100	200	
10	300	2,7	1 800	100	200	
11	100	< 1	1 800	100	160	
12	0	0	700	100	40	
13	3 000	8	7 000	105	200	
14	450	2,3	4 000	90	200	

TABLEAU II

Enrichissements en sodium échangeable et soluble près des laiteries

Comparaison	Enrichissement		Na éch./CEC maximum (p. 100)	Ca éch./CEC minimum (p. 100)	Profondeur examinée (cm)	Hauteur d'effluent apportée (mm)
	Na éch. (kg/ha)	Na sol. (kg/ha)				
	Sodium échangeable < sodium soluble					
1	170	650	1	185	45	5500
2	0	110	0	290	50	1 500
3	0	50	0	480	70	2 500
4	1 200	2 500	4	170	100	20 000
5	270	500	5	115	50	1 000
6	110	450	< 1	175	30	10 000
	Sodium échangeable > sodium soluble					
7	1 200	900	9	90	25	> 20 000
8	4 000	3 000	19	110	25	5 000
9	430	400	3	135	70	6 000
10	950	650	12	100	100	700
11	150	100	2	95	50	70
12	200	100	3	30	85	3 000
13	440	230	3	65	60	3 000
14	13 000	7 000	12 à 70	80	110	2 000
15	1 650	1 150	4	90	120	10 000
16	2 200	1 300	10	40	100	4 000
17	1 150	600	8	30	100	1 500

échangeable représente moins de 1 p. 100 de la capacité d'échange, dans 2 cas, 2,5 p. 100, et dans un cas seulement, 8 p. 100. Au contraire, près des laiteries, la forme échangeable prédomine sur la forme soluble dans plus de la moitié des cas (11/17) et elle peut représenter une part importante de la capacité d'échange : dans 14 cas, plus de 1 p. 100, et dans 7 cas, plus de 5 p. 100. Il semble qu'on puisse expliquer ceci en rappelant que les hauteurs d'effluents apportées en sucreries sont faibles (quelques centaines de mm) par rapport aux laiteries (quelques milliers de mm) ; on est donc d'autant plus loin d'avoir réalisé un régime d'écoulement permanent permettant d'atteindre l'équilibre d'adsorption. De plus, les sols près des sucreries sont bien pourvus en calcium : l'horizon de surface a toujours plus de 10 p. 1 000 de calcaire total et la teneur en calcium échangeable est toujours largement supérieure à la capacité d'échange. La libération éventuelle d'ions Ca^{++} peut donc diminuer le RAS de l'effluent parvenu au contact du sol.

Par contre, de nombreuses laiteries sont sur des terrains acides (11 stations sur 17 ont moins de 10 p. 1 000 de calcaire total dans l'horizon de surface et 9, moins de 1 p. 1 000) ; le RAS n'est donc pas abaissé.

La seule connaissance de la nature de l'effluent ne permet pas de prévoir le devenir du sodium, il faut également tenir compte au moins des hauteurs d'eau apportées et de la nature du milieu de réception. Ainsi, le calcium adsorbé préférentiellement sur les argiles, et les matières organiques du sol, qui sont pourvues elles aussi d'une certaine capacité d'échange, peuvent diminuer l'adsorption du sodium par les argiles.

5. — *Évolution de la stabilité structurale*

La stabilité structurale, mesurée ici par les tests de stabilité et de perméabilité de HÉNIN (1969), est une caractéristique agronomique des plus importantes ; et on peut s'attendre à la voir modifiée par suite des évolutions du taux de matières organiques et de l'état cationique que nous venons de rapporter. Rappelons que les apports de terre qui changent la texture ont également une influence, que nous n'avons toutefois pas pu observer, puisque le mélange intime des sols d'origine et d'apport n'était pas vraiment réalisé.

5. 1. *Influence des matières organiques du sol.*

Nous en rapportons un cas typique (fig. 6) correspondant à un épandage de sucreries ; la texture (limon-argileux) est identique dans les deux stations, le taux des matières organiques est grossièrement doublé après l'épandage, la capacité

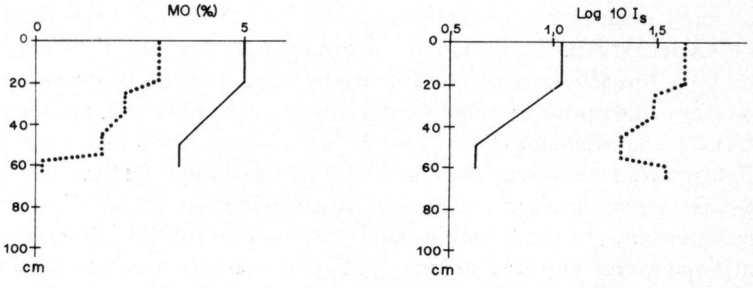


FIG. 6. — *Influence du taux de matière organique sur la stabilité structurale*

d'échange (17 meq/100 g) est augmentée de 15 p. 100, et seule, la teneur en calcium échangeable (43 meq/100 g) s'élève de façon notable (20 p. 100). La stabilité structurale est très nettement améliorée. On remarquera sur cet exemple, que cette augmentation des matières organiques, constatée un an exactement après l'épandage, affecte une profondeur d'au moins 60 cm.

5. 2. *Influence du sodium adsorbé.*

Le sodium adsorbé en grande quantité sur les argiles (15 p. 100 de la capacité d'échange, ou 2 à 3 milliéquivalents de sodium échangeable pour 100 g (RICHARDS, 1954)) provoque leur dispersion, et par suite, une diminution de la stabilité structurale. Éliminant les comparaisons où les différences de stabilité structurale pouvaient être expliquées par des différences de texture ou de matières organiques, nous avons pu mettre en évidence une coïncidence entre l'adsorption de sodium et la diminution de stabilité structurale ; ainsi, en sucreries, avec les 3 stations où la fixation de sodium représente plus de 2 p. 100 de la CEC dans au moins un horizon (voir tabl. 12), et en laiteries. Il semble d'ailleurs, en considérant ces exemples, que l'adsorption du sodium agisse dans certains cas sur la stabilité structurale pour des valeurs inférieures à celles avancées en tête de ce paragraphe ; on observe nettement des diminutions pour 2,5 p. 100 de sodium adsorbé, ou moins de 0,3 meq pour 100 g.

TABLEAU 12

Diminution de la stabilité structurale en relation avec l'adsorption de sodium en sucrerie

	Na^+ échangeable méq/100 g	Na^+ soluble méq/100 g	CEC méq/100 g	Log 10 Is Témoin	Log 10 Is après épandage
Station n° 1.....	0,2	0,7	6 à 9	0,75	1,35
Station n° 2.....	0,5 à 1,8	1,6 à 3,6	15 à 25	1,20	1,65 à 2,40
Station n° 3.....	0,45	1,8	20	1,15	1,55

5. 3. *Influences simultanées d'une augmentation des matières organiques et d'une adsorption de sodium.*

Après avoir observé l'influence individuelle de ces caractéristiques, il est intéressant de rapporter les 3 cas où nous avons simultanément une forte augmentation des matières organiques et une importante adsorption du sodium (tabl. 13).

La première comparaison montre que, malgré un doublement de la matière organique, la présence de 8 p. 100 de sodium adsorbé sur la capacité d'échange provoque une chute de la stabilité structurale. Par contre, la deuxième comparaison, montre que, malgré une adsorption notable de sodium (4 p. 100 environ), la stabilité structurale est exceptionnellement élevée. Les matières organiques du sol sont abondantes et leurs effets peuvent compenser ceux de la fixation du sodium (RICHARDS, 1954, p. 31).

La troisième comparaison semble mettre en évidence l'action d'une caractéristique supplémentaire qui est la salinité de la solution du sol. Le sol argileux est déjà salé avant l'épandage (marais maritime) puisqu'il y a déjà 3 p. 100 de sodium fixé dans le témoin ; bien que cette fixation passe à 12 p. 100 après épandage, la stabilité

structurale reste convenable ; l'indice de perméabilité (Log 10 K) est même légèrement relevé. Il semble qu'on retrouve là le phénomène signalé par HÉNIN (*op. cit.* p. 286) : l'argile, même sodique, reste floculée en présence de la solution du sol très chargée en électrolytes.

TABLEAU 13

Influence du taux de matières organiques et du sodium adsorbé sur la stabilité structurale

	Texture	MO p. 100	Na éch. méq/100 g	Na éch./CEC p. 100	Ca éch./CEC p. 100	Log 10 Is	Log 10 K
			1re comparaison				
Témoin 40-50 cm	argile limoneuse	1,0	0,02	0	230	1,10	1,54
Après épandage 40-50 cm	—	2,0	1,84	8	200	2,40	0,81
			2e comparaison				
Après épandage 0-6 cm	limono-argileux	33,7	1,67	3,5	110	— 0,49	3,68
Après épandage 6-10 cm	argilo-limoneux	6,3	1,60	4,5	90	0,02	2,69
			3e comparaison				
Témoin 0-10 cm	argileux	7,6	0,81	3	150	0,78	1,06
Après épandage 0-12 cm	—	9,1	3,43	12	80	0,78	1,23
Témoin 40-50 cm	—	1,2	1,69	9	240	1,96	0,48
Après épandage 45-55 cm	—	0,9	4,72	24	210	1,77	0,87

On perçoit sur ces exemples l'importance des interactions possibles entre les caractéristiques de l'effluent, ainsi qu'entre celles-ci et la dose d'apport, la nature du sol et les conditions climatiques. Les répercussions agronomiques d'une même teneur en sodium sont différentes suivant les situations ; les répercussions sur l'environnement également, d'ailleurs, car le sodium qui reste sous forme soluble peut être rapidement entrainé par les eaux de drainage et peut rejoindre une nappe souterraine ou un cours d'eau.

6. — *Répercussions sur l'agriculture*

6. 1. *Répercussions sur la culture.*

6. 11. Le choix de la culture suivant l'épandage n'est pas indifférent :

— Parce qu'on ne maîtrise pas l'apport d'azote qui est souvent trop important et généralement très irrégulier. Dans la pratique, on évite donc d'installer des céréales ou toute autre culture très sensible à la verse.

Dix ans après un apport mal maîtrisé d'eaux boueuses de sucreries, le lin verse encore dans les dépressions où l'effluent a ruisselé.

— Parce qu'avec les eaux de lavage des betteraves ou des pommes de terre, on risque d'apporter des adventices. Les agriculteurs préfèrent alors faire suivre l'épandage d'au moins une culture sarclée ou désherbée chimiquement comme maïs ou betterave. Avec ce système, aucun des agriculteurs rencontrés ne s'est plaint d'un développement excessif des mauvaises herbes.

— Parce que l'industriel peut parfois obliger les agriculteurs à n'irriguer que des cultures qui l'intéressent. Ainsi, une sucrerie réserve l'utilisation de ses eaux usées pour l'irrigation des betteraves.

6. 12. *Techniques culturales.*

L'épandage a, en général, peu de répercussions sur les techniques culturales, sauf dans le cas des sucreries où l'on procède au billonnage des terrains, puis à un labour après épandage. Comme la culture suivante (maïs ou betterave) est semée tardivement, la terre a le temps de se ressuyer et les agriculteurs ne sont pas retardés dans leurs travaux.

Par contre, l'épandage lui-même peut représenter un surcroît de travail important pour l'agriculteur. C'est le cas en particulier, en laiteries où il arrive que les agriculteurs aient la responsabilité du déplacement des installations d'irrigation. Ceci demande d'abord qu'ils acquièrent une certaine qualification, et aussi, qu'ils se réservent du temps, ce qui à certaines périodes est difficile.

La fertilisation n'est pas aussi modifiée qu'on pourrait s'y attendre. Il arrive souvent que des agriculteurs ne diminuent pas leurs fumures après des épandages de sucreries et distilleries. Ils font cela dans l'ignorance où il sont des apports réels d'éléments fertilisants, et peut-être aussi pour remédier à l'irrégularité de la répartition de ces apports. Une telle pratique est regrettable puisqu'elle revient à ignorer la fertilisation par l'épandage et rend inutiles tous les calculs de doses, fondés sur la composition de l'effluent. Par contre, une fertilisation complémentaire peut être envisagée : par exemple, apport de magnésium pour éviter la carence due à l'excès éventuel de potassium en féculeries...

6. 13. *Rendement.*

Les répercussions sur la végétation n'ont pas été étudiées directement. Nous rapportons ici les observations des agriculteurs et des industriels, parfois étayées par des analyses (teneur en sucre de la betterave...) ; il ne s'agit pas de résultats d'expérimentations.

— Les betteraves et pommes de terre verraient leur tonnage augmenter, mais leur teneur (en sucre ou en fécule) diminuer. En gros, il y aurait compensation.

— Sur le maïs, on ne note pas de changement. Toutefois, de nombreux agriculteurs signalent des brûlures sur les feuilles avec les effluents de sucreries-distilleries utilisés en été. On se contente alors d'irriguer la nuit. De même, dans une conserverie, l'industriel attribue le dépérissement du maïs arrosé en été, à la salure des effluents.

— On ne signale pas d'arrière-effet sur les cultures suivantes (céréales...), sauf dans le cas déjà rapporté du lin.

— Les prairies, irriguées surtout avec des effluents de laiteries et correspondant à un épandage très abondant, voient leur production augmenter largement. De nom-

breux agriculteurs disent élever presque 2 fois plus d'animaux sur la même superficie. L'effet de l'épandage sur ces prairies est spectaculaire parce qu'il correspond au passage à une culture intensive. Les prairies dans les régions ou nous avons observé les épandages ne sont pas irriguées et peu fertilisées ; souvent, l'agriculteur se contente d'apporter un amendement et des scories. Or, l'épandage compense le déficit en eau estival qui peut être important (jusqu'à 380 mm) et de plus, correspond à une fertilisation appréciable.

Nous avons vu trois situations où l'épandage a permis de transformer une prairie proche de la friche en véritable prairie cultivée et productive.

On nous a signalé plusieurs fois un effet favorable des effluents tièdes sur la végétation : elle est prolongée en automne et débute plus tôt au printemps, pour les prairies. Un agriculteur procède à un arrosage sur les semis de céréales et maïs, en comptant sur le réchauffement du sol par l'effluent.

6. 2. *Répercussions sur la succession de cultures.*

Nous avons vu que l'épandage n'était fait qu'avant certaines cultures ; dans la pratique, c'est donc la succession des cultures qui détermine les champs qui recevront les effluents. Toutefois, nous avons vu deux types de situations où l'épandage modifiait cette succession :

— Dans une région où il n'y a pas de prairie permanente et où les agriculteurs refusent les apports d'effluents sur leurs prairies temporaires et leurs cultures, l'industriel doit garder hors de culture une certaine surface (dans ce cas 4 ha), pour épandre ses effluents d'avril à septembre. Cette parcelle réservée est prise tous les ans à un endroit différent dans un champ de 22 ha (donc un retour au même endroit tous les 6 ans environ).

— L'apport de terre par les eaux boueuses de sucreries a permis l'introduction de la betterave dans certaines parcelles au sol très peu épais.

Il faut noter que l'évolution des successions de cultures dans une région peut amener à modifier la conception que l'on a de l'épandage. Ainsi, autour d'une laiterie, les superficies toujours en herbe, sur lesquelles on épand traditionnellement, diminuent ; si l'on veut conserver l'épandage, il faut envisager de le faire sur différentes cultures dont les périodes de tolérance sont décalées (semis, puis jeune maïs, puis chaumes de céréales...).

TABLEAU 14

Évolution d'une exploitation agricole du fait de l'épandage

54 ha dont 48 ha irrigués avec l'effluent de tours de séchage du lait
Les estimations des apports d'eau varient entre 700 et 1 500 mm selon les cultures

	Avant épandage	Avec utilisation de l'épandage
Bovins	65	115
Chèvres	25	130
Blé	10 ha	15 ha (récupérés sur les prairies)

6. 3. *Répercussions sur l'exploitation.*

Conformément à ce que nous venons de voir, les répercussions sur l'exploitation apparaissent de façon spectaculaire dans les régions où l'épandage permet une intensification des prairies qui constituent une grande partie de la S. A. U. On peut alors élever dans l'exploitation plus de bétail, augmenter la part des céréales, introduire le maïs... On trouvera dans le tableau 14 un exemple d'évolution de la structure d'une exploitation.

Ceci nécessite donc de l'agriculteur un réel effort d'adaptation à des techniques nouvelles et toujours, un surcroît de travail puisque la fourniture de main-d'œuvre par l'exploitation traditionnelle ne correspond plus aux besoins créés par l'irrigation, l'augmentation du cheptel...

Cette possibilité de valorisation de l'épandage par l'agriculture ne sera donc réelle que si l'agriculteur accepte le passage à un type d'exploitation différent et s'il est soutenu pendant ce passage.

CONCLUSION

Cette enquête que nous avons menée auprès de 32 usines qui pratiquent déjà l'épandage de leurs eaux résiduaires, nous a permis d'observer 58 profils de terrain qui ont reçu ces effluents et de les comparer à des terrains aussi semblables que possible mais non arrosés. Nous avons pu ainsi montrer l'importance globale des modifications que subissent les sols après l'épandage. Ces modifications sont bien sûr nombreuses et de forte amplitude avec les effluents les plus chargés (comme ceux de sucreries, distilleries et féculeries), mais également, avec des effluents moins chargés que l'on apporte à des doses très élevées et fréquemment (souvent sur le même terrain tous les ans), comme ceux de laiteries. Toutes les caractéristiques du sol peuvent ainsi être modifiées : texture et profondeur par les eaux boueuses de lavage des betteraves, taux de matière organique augmenté par apport direct (herbes, débris de betteraves) ou comme conséquence de l'amélioration des conditions de végétation des prairies, cations et éléments fertilisants, apportés ou lessivés, propriétés physiques évoluant de façon favorable ou non.

Nous indiquons plus précisément les valeurs des enrichissements en éléments fertilisants que l'on observe par l'analyse chimique des sols. En tenant compte de ces résultats et des hauteurs d'eau apportées qui ont permis de les atteindre, on peut, en meilleure connaissance de cause, décider si l'on complètera la fertilisation et de quelle façon.

Ces apports d'éléments fertilisants parfois très élevés (plusieurs tonnes par hectare) nous ont permis d'observer des situations de surfertilisation phosphatée et potassique. Avec des prairies, nous n'avons alors pu déceler (directement ou à travers l'entretien avec des agriculteurs) aucune évolution défavorable. Avec des cultures annuelles, non plus, sauf peut-être un cas sur des betteraves. Les évolutions des propriétés physiques et plus particulièrement du pH et de la stabilité structurale, font ressortir l'importance des interactions entre les différents éléments responsables de ces évolutions, et des compensations. Ainsi, il semble qu'actuellement on ne puisse pas, en connaissant seulement la composition de l'effluent et la nature du

sol, prévoir l'évolution de la stabilité structurale. Les effets des augmentations des teneurs en matières organiques et calcium et ceux de l'adsorption de sodium, s'opposent, sans qu'on sache, aujourd'hui, en prévoir le résultat.

Le cas du sodium permet d'insister sur le fait que l'épuration par le sol n'est réellement terminée qu'après exportation par les végétaux, ou les échanges gazeux avec l'atmosphère (dénitrification). Sinon, l'accumulation des sels résultant de la minéralisation des matières organiques, ou directement apportés, impose un terme à l'utilisation de ce sol pour l'épuration.

Le sodium apporté peut être fixé sur le complexe argilo-humique, mais il risque alors de diminuer la stabilité structurale ; il faut alors compenser cet effet par une augmentation de la teneur en matières organiques ou un apport de calcium. Mais si le sodium reste en solution, il migre rapidement hors d'atteinte des racines et atteindra finalement une nappe qu'il contribuera à saler. En fait, pour ce cation, le sol joue très mal son rôle de système épurateur. Ou bien le cation n'est pas retenu, il n'y a donc pas épuration, ou bien il l'est, mais les exportations par les végétaux sont faibles ; l'épuration est donc très incomplète et l'état physique du sol se dégrade.

Enfin, nous rapportons les répercussions de l'épandage sur l'agriculture. A ce propos, nous insisterons sur l'intérêt qu'il y a à cultiver les terrains d'épandage. Les Agences Financières de bassins ne considèrent d'ailleurs comme correct qu'un épandage en bon état d'exploitation agricole ; ceci nous paraît très important pour deux raisons : d'abord parce que les exportations par les récoltes permettent de maintenir le pouvoir épurateur du sol comme nous venons de le voir ; de plus, surtout si on limite les hauteurs d'eau apportées, l'épandage intéresse une grande superficie de terrain. Pour utiliser cet espace, sans avoir à en être propriétaires (ce qui rendrait généalement le coût de l'épandage prohibitif), les industriels doivent donc s'entendre avec les agriculteurs ; c'est-à-dire que les techniques d'épandage doivent permettre, sinon favoriser, la culture et respecter l'environnement et l'hygiène de tous.

Reçu pour publication en janvier 1974.

REMERCIEMENTS

Au terme de ce travail, réalisé grâce à l'aide financière apportée par la Direction des Industries Agricoles et Alimentaires au Ministère de l'Agriculture, nous tenons à remercier le Directeur de ce Service.

C'est M. SOIGNET, Directeur du laboratoire d'analyses de l'I. N. R. A. à Arras, qui a eu la responsabilité des analyses de sols. Nous lui sommes vivement reconnaissants de son travail, sans lequel cette étude n'aurait pu être réalisée.

Enfin, nous remercions M. TOMASSONE qui nous a permis d'utiliser l'analyse des correspondances pour notre interprétation des résultats.

SUMMARY

AGRONOMIC EFFECTS OF THE LAND DISPOSAL OF WASTES FROM THE AGRICULTURAL AND FOOD INDUSTRIES

This survey, carried out in 1972, on 32 factories of the agricultural industry permitted the agronomic effects of the land disposal of process-water to be specified. Particular attention was given to marking the evolution of the physical and chemical properties of the soils, which

permitted cases of over-fertilization to be observed ; and particular emphasis was given to the importance of interactions between the nature of the waste, the amount applied and the nature of the soil receiving it, in the evolution of the physical properties of the soil. The effects of these applications on the farms which accept them are also described.

ZUSAMMENFASSUNG

AGRONOMISCHE AUSWIRKUNGEN DER BERIESELUNG MIT ABWÄSSERN DER LANDWIRTSCHAFTLICHEN UND DER NAHRUNGSMITTELINDUSTRIE

Diese im Jahre 1972 bei 32 Betrieben der landwirtschaftlichen Industrie durchgeführte Untersuchung ermöglicht es, die agronomischen Auswirkungen der Berieselung mit Abwässern festzustellen. Insbesondere wurde die Entwicklung der physikalischen und chemischen Eigenschaften der Böden verfolgt, wodurch Fälle von Überdüngung beobachtet werden und die Bedeutung der Wechselwirkung zwischen der Zusammensetzung der Abwässer, der zugeführten Dosis und der Art des aufnehmenden Bodens auf die Entwicklung der physikalischen Eigenschaften des Bodens festgestellt werden konnten. Die Auswirkung der Berieselung auf die sie anwendenden landwirtschaftlichen Betriebe wird ebenfalls berichtet.

РЕЗЮМЕ

Агрономические последствия орошения с помощью сточных вод сельскохозяйственных и пищевых индустрий.

А. МОРИЗО, Р. ГРА.

Данная анкета, реализованная на тридцати двух заводах сельскохозяйственных продуктов, позволила уточнить агрономические последствия орошения сточными водами. По результатам этой анкеты авторы пытаются охарактеризовать, в особенности, эволюцию физических и химических свойств почв, что, в свою очередь, позволяет отметить случаи чрезмерной фертилизации и подчеркнуть важность взаимодействия между природой сточных вод, дозой их внесения, природой их получавшей почвы и эволюцией физических свойств этой почвы. Рассматриваются также последствия этих орошений для хозяйств их применяющих.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

HÉNIN S., GRAS R., MONNIER G., 1969. *Le profil cultural.* Masson, Paris.

MORISOT A., GRAS R. Caractérisation des effluents des industries agricoles et alimentaires. *Ann. agron.*, **25** (2-3), 209-229.

RICHARDS L. A., 1954. *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils.* Handbook nº 60, U. S. Dept. of agr., Washington.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 267-287.

DEUX ANNÉES D'OBSERVATIONS SUR L'ÉPANDAGE PAR ASPERSION D'EAUX RÉSIDUAIRES DE FÉCULERIE SUR SOL DE LIMON

G. LEFÈVRE

Station d'Agronomie, I. N. R. A.,
80000 Amiens

RÉSUMÉ

Partant de considérations sur les caractères d'eaux résiduaires de féculerie, l'étude rend compte des observations recueillies au cours de deux campagnes d'arrosage tant sur l'enrichissement du sol et ses conséquences sur la production d'une culture fourragère que sur les risques d'entraînement en profondeur, mesurés sur un dispositif lysimétrique. On peut en déduire les conditions dans lesquelles l'utilisation rationnelle de ces eaux correspondrait à une véritable irrigation fertilisante.

En dehors de circonstances accidentelles, la pollution résulte généralement du rejet et de l'accumulation de résidus nuisibles par eux-mêmes ou pouvant le devenir en cours de stockage. La plupart des résidus d'industries agricoles se classent dans la deuxième catégorie et, pour beaucoup, les nuisances dont ils peuvent être causes pourraient être évitées par une dispersion raisonnée et planifiée. L'épandage sur des terres arables des rejets liquides de féculeries peut être considéré comme un des exemples réalisant cette redistribution nécessaire.

Du point de vue agronomique, cet arrosage représente une forme originale d'entretien, organique et minéral, des sols.

C'est pourquoi un dispositif expérimental a été mis en place pour suivre l'efficacité de ce procédé dans la réduction des risques de pollution (surveillance de la composition des eaux de percolation de sols arrosés) et ses effets sur le comportement d'une culture (Fétuque élevée).

Les résultats obtenus dans ces deux domaines font l'objet de ce mémoire.

A. — DONNÉES DU PROBLÈME

1. — *Nature et composition des rejets de féculerie*

La nature et la composition des rejets sont évidemment liées à celles de la matière première et aux exigences de la technique industrielle utilisée pour extraire le produit commercialisable.

Pour être traitées, les pommes de terre doivent être tout d'abord très soigneusement lavées. Dans le cas qui a été étudié (Féculerie de Vecquemont), les eaux chargées de terre sont envoyées en bassin de décantation et ne sont pas mélangées aux eaux de fabrication. Cette séparation n'est pas toujours réalisée et pourrait modifier un peu les données entre usines.

Après cette première opération, servant également au transport, les tubercules sont râpés puis soumis à deux extractions donnant la pulpe et le lait de fécule, séparés par un tambour rotatif. Les pulpes sont râpées une deuxième fois et séparées à nouveau du lait de fécule dont l'eau est évacuée par des hydrocyclones.

Les eaux résiduaires sont donc constituées par les eaux d'extraction de pulpe et les eaux de sortie des hydrocyclones. Elles doivent contenir en principe tout ce qui, dans la pomme de terre, n'est pas de la fécule.

Comme la fabrication entraîne la consommation d'environ 3,3 m³ d'eau par tonne de pommes de terre, auxquels il faut ajouter une partie de l'eau de constitution, on peut retenir, comme ordre de grandeur, un rejet de 4 m³ d'eau par tonne de pommes de terre traitées. La technologie de fabrication vise toutefois à diminuer cette quantité.

Le tableau I met en comparaison :

TABLEAU I

Composition moyenne de pommes de terre féculières et d'eaux résiduaires de féculerie

	1 Daresa (%)	2 Ultimus (%)	3 Maritta (%)	4 Procura (%)	5 Moyenne (%)	6 Dilution au 1/4	7 Eaux résiduaires
Matière sèche 105° ...	24,6	24,24	23,57	26,5	24,72	—	—
Amidon vrai sec	16,5	16,95	15,8	18,4	16,91	—	—
Matières protéiques...	2,58	2,17	2,39	2,32	2,36	5,9 g/l	
Cendres	1,13	1,14	1,36	1,04	1,16	2,9 g/l	2,5 à 3 g/l
							DCO
							10 à 15 g/l
MO—amidon	6,97	6,15	6,41	7,01	6,64	16,6 g/l	—
Azote	0,41	0,35	0,382	0,37	0,378	945 mg/l	600-1 200 mg/l
Potasse	0,78	0,62	0,79	0,62	0,705	1 762 mg/l	1 000-1 500 mg/l

a) la composition de pommes de terre de fécule représentant une moyenne de résultats fournis par des échantillons de quatre variétés ;

b) la composition calculée d'une eau comprenant les constituants de la pomme de terre moins la fécule, dilués au quart ;

c) la composition moyenne des eaux résiduaires à la sortie de l'usine.

Les chiffres des deux dernières colonnes sont compatibles et montrent que les eaux résiduaires présentent une richesse à la fois organique et minérale.

— *Richesse organique* : 12 g de DCO par litre en moyenne provenant pour environ 30 p. 100 de produits organiques en suspension (résidus de peau ou de parois cellulaires) et 70 p. 100 de produits organiques solubles.

D'après la composition moyenne en azote total (800 mg/l), on peut considérer que les protéines fournissent près de la moitié de la DCO, le reste étant dû à de la cellulose et à très peu de fécule.

Cet ensemble est très fermentescible et devient nauséabond en anaérobiose, ce qui exclut pratiquement tout traitement ultérieur nécessitant un stockage.

De plus, la grande richesse en protéines provoque la formation de mousses dès que l'on chauffe, agite ou aère.

— *Richesse minérale* : elle se marque surtout par la teneur en potasse. Le chiffre habituellement retenu pour les exportations de 7 kg de K^2O par tonne de pommes de terre se retrouve ainsi presque intégralement dans les eaux.

En plus de cet élément, il peut y avoir, surtout lorsqu'il y a fermentation, de l'azote minéral, principalement sous forme ammoniacale, de l'ordre de 100 à 200 mg/l.

Les eaux contiennent également 75 à 170 mg de P^2O^5/l.

Ces caractères soulignent la valeur de l'extrait sec qui ne représente cependant — au total, organique + minéral — que 12 à 15 g/l.

Le débit de sortie atteint 400 m^3/h pendant une centaine de jours (de 24 heures), pour aboutir à un tonnage de 1 000 000 à 1 250 000 m^3 correspondant à un traitement de près de 300 000 tonnes de pommes de terre. Cette production s'étale du 15 septembre à la fin de l'année.

Les chiffres précédents permettent de calculer que les eaux résiduaires de la féculerie étudiée véhiculent environ :

15 000 t de matières organiques,
1 250 t d'azote,
150 t d'acide phosphorique,
1 500 t de potasse.

La richesse en protéines a conduit l'industrie à étudier un procédé de récupération actuellement en cours de mise au point, mais les procédés simples se heurtent d'une part à l'importance du volume à traiter, d'autre part à certaines impossibilités : le chauffage — évaporation — entraîne la formation de mousses, l'acidification ou l'alcalinisation demande des volumes très importants.

Le pH se situe entre 5 et 6,5. La figure 1 reproduit la courbe de titration d'une eau résiduaire de pH 5,3.

De plus, tous les procédés utilisables devraient suivre à peu près le rythme de production, car le stockage entraîne, comme cela a déjà été indiqué, des odeurs non supportables par la population avoisinante.

En contrepartie de ces difficultés, on peut se rendre compte que ces eaux résiduaires permettent de pallier les inconvénients agronomiques de la culture de la pomme de terre : forte exportation de potasse et d'azote, pratiquement pas de résidus organiques.

L'utilisation des eaux résiduaires en épandage par aspersion, retenue lors de

l'installation de l'usine, ne devrait donc pas être considérée seulement comme un moyen de lutte contre la pollution. Ce point est à retenir car la planification des arrosages dépend de leur finalité.

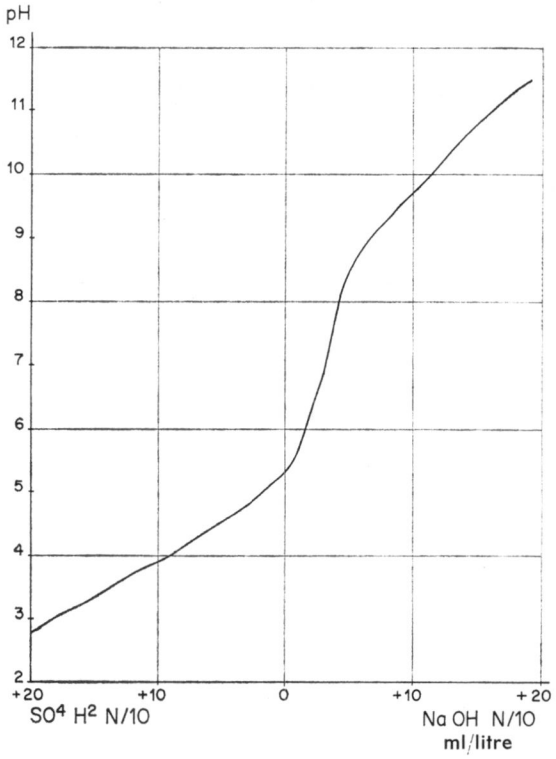


FIG. 1. — *Courbe de titration d'une eau résiduaire*

2. — *Problèmes posés par l'irrigation par aspersion*

Ces problèmes sont de deux types :

— d'une part, ceux qui découlent des données techniques propres à l'arrosage ;
— d'autre part, ceux qui sont liés à des données agronomiques.

2. 1. *Impératifs techniques liés à l'arrosage*

— *Débit journalier de l'usine* : 10 000 m³/j ou 400 m³/h. 10 000 m³/j représentent : 1 000 hectares × millimètre soit 10 ha à 100 mm, ou 5 ha à 200 mm, etc.

Les surfaces obtenues en fonction de la dose retenue sont à multiplier par 100 pour la campagne entière.

— *Débit possible des arroseurs* :

Autrefois, des canons Siamec débitaient 20 à 40 m³/h sur un cercle de 18 m de rayon et réalisaient un arrosage de 300 mm environ par 24 heures.

Actuellement, des Sprinklers Rotaflex débitent de 2 à 7,5 m³/h sur la même surface et permettent de réaliser des arrosages de 200 mm par 24 heures.

Le passage de l'un à l'autre des appareils en a multiplié le nombre d'une façon considérable, mais la deuxième solution a permis de faire des arrosages de 24 heures sans avoir à changer, au cours de la nuit (longue en hiver), l'emplacement des asperseurs.

En prenant comme repère 200 mm/ha, le million de m³ à épandre annuellement nécessite une surface à irriguer de 500 hectares. Cette surface doit être trouvée dans un périmètre irrigable de 2 000 à 2 500 hectares.

2. 2. *Impératifs agronomiques.*

L'arrosage doit être réalisé sans dépasser la quantité d'eau que le sol peut recevoir, sans devenir un milieu nocif aux cultures et sans libérer en quantités excessives des éléments susceptibles de polluer la nappe.

Donc, le sol doit permettre une certaine rétention des produits susceptibles de migrer, tout en les conservant à une concentration compatible avec une bonne utilisation par les cultures.

L'étude de ce système comprend les points suivants :

1° capacité de filtration du sol pour les matières organiques en suspension ;
2° rétention de sels minéraux ou de composés organiques polaires en solution ;
3° amplitude de la migration en profondeur des produits solubles non retenus ;
4° évolution biologique et physicochimique des composés retenus ou fixés ;
5° effet de la résultante des facteurs précédents sur le comportement des végétaux.

Tous ces critères devraient être étudiés en fonction :

— du type de sol et de l'épaisseur des divers horizons du profil ;
— de la composition de l'eau ;
— du débit d'arrosage.

La réponse à certains de ces points peut découler d'études antérieures de laboratoire ou en nécessiter de nouvelles. Mais le problème posé réclame aussi une surveillance immédiate, dans les conditions de réalisations pratiques, contingentes des conditions climatiques. Il a semblé dans ces conditions qu'un dispositif lysimétrique permettrait, par l'analyse des eaux de percolation, de surveiller et, le cas échéant, d'éviter dans les meilleurs délais les risques de pollution de la nappe.

L'effet direct sur les végétaux doit également être suivi.

B. — MODALITÉS D'ÉTUDES

1. — *Utilisation de lysimètres*

L'impossibilité de multiplier le nombre des cases lysimétriques impose certaines contraintes et limite le nombre des paramètres à mettre en expérience. Cela se traduit par des choix à faire :

— sur le type du lysimètre et la profondeur de collecte des percolats ;
— sur le type de sol ;
— sur les quantités d'eau apportées par les arrosages et leur débit, la composition des eaux d'arrosage étant une « constante » pour l'usine étudiée.

Choix du lysimètre.

Les cuves lysimétriques classiques, réservoirs parallélépipédiques en béton, juxtaposées et à parois débordantes, ne permettaient ni de réaliser un arrosage de façon pratique, ni de suivre, dans des conditions normales d'exploitation, le comportement des végétaux.

Pour éviter ces inconvénients, l'installation a été réalisée de la façon suivante :

— La cuve lysimétrique est en tôle épaisse (genre cuve à fuel), de forme cylindrique de 1,9 m de diamètre et de 1 m de hauteur, terminée par une calotte sphérique remplie de gravillons, permettant la collecte des eaux, amenées par tuyauterie jusqu'à une cave de réception.

— Elle est enterrée à 40 cm, ce qui permet d'utiliser normalement tous les instruments culturaux ; le drainage se fait donc à 1,40 m.

— Elle est située au milieu d'une parcelle de grandes dimensions (40 m × 50 m), permettant d'une part de réaliser un arrosage normal avec les Sprinklers, d'autre part, de faire des prélèvements en dehors de la case.

— Quatre cuves ont été installées ainsi dans quatre parcelles ensemencées ensuite en fétuque élevée (juin 1970). L'essai d'arrosage est réalisé sur une seule parcelle par an.

2. — *Choix du type de sol*

L'emplacement du dispositif a été choisi de façon à ce que le type de sol soit représentatif des sols se trouvant dans le périmètre irrigué (environ 60 p. 100).

L'usine faisant de l'irrigation depuis 1959, le terrain retenu avait déjà été arrosé quatre ans auparavant avec l'équivalent de 400 mm d'eau résiduaire. Les analyses (tabl. 2) réalisées sur le profil jusqu'à 2 m montrent que, partant d'un limon, dont la teneur en argile va en croissant jusqu'à 0,75 m, on atteint un sous-sol crayeux constitué par un dépôt relativement grossier correspondant à une ancienne terrasse de la Somme. On peut remarquer la richesse actuelle des horizons superficiels en matières organiques, azote, potassium et, à un degré moindre, en phosphore.

Le premier horizon est décalcifié.

Ce sol est situé en plateau à une cote de 64 m. La nappe sous-jacente se trouve à une cote comprise entre + 30 m et + 35 m, soit à plus de 30 m de la surface du sol.

3. — *Choix des débits d'arrosages et des quantités fournies*

Campagne 70-71.

L'arrosage étant encore effectué avec des canons à fort débit, il avait été prévu de le réaliser sur une seule parcelle, après que les chutes de pluies aient été suffisantes pour amorcer le drainage des cuves. Les mois d'octobre et de novembre n'ayant donné que 61 mm de pluies, il n'y a pas eu de drainage préalable.

Craignant une période éventuelle de gel, l'apport a été finalement réalisé le 8 décembre, de 5 à 10 h 30. En 5 h 30, il a été épandu l'équivalent de 340 mm, soit 62 mm/h en moyenne.

Campagne 71-72.

Pour être sûr d'avoir un arrosage sur parcelle déjà humectée, il a été prévu de le réaliser en deux phases : l'une, effectuée du 4 octobre à 18 h jusqu'au 5 à 9 h, puis

TABLEAU 2

Analyse des horizons de sol de la parcelle T 29

Profondeur en cm	0-20	20-40	40-60	60-75	75-100	100-120	120-140	140-160	160-180	180-190	190-200	200-220
Cailloux et grav.	13	6	13	2	11	34	69	78	38	10	16	37
Terre fine	987	994	987	998	989	966	931	922	962	990	984	963
					Pour 1 000 de terre fine							
Argile.....	199,4	219,7	297,3	286,9	162,9	142,5	139,7	134,5	131,1	138,3	148,2	149,0
Limon	241,4	243,7	236,0	256,5	279,7	259,2	224,8	187,5	171,2	218,1	231,1	232,9
Sable très fin	469,8	449,8	385,7	373,9	314,1	334,8	276,3	180,1	134,2	229,8	312,9	300,2
Sable fin	80,8	77,4	74,8	74,3	98,6	118,8	181,7	202,3	166,0	144,7	130,6	99,7
Sable grossier	8,6	9,4	6,2	8,4	144,7	144,7	177,5	295,6	397,5	269,1	177,2	218,2
Carbone organique	16,6	10,3	5,9	5,2	2,3	2,2	1,6	1,3	1,1	1,3	1,5	1,8
Calcaire	Abs.	4,1	4,1	17,4	371,4	374,4	500,0	640,8	699,5	576,0	512,1	486,9
Azote	1,68	1,08	0,80	0,80	0,30	0,19	0,14	0,11	0,08	0,19	0,08	0,14
Acide phosphorique assimilable	0,09	0,05	0,03	0,03	0,03	0,02	0,03	0,03	0,04	0,03	0,02	0,02
Potasse assimilable	0,60	0,47	0,39	0,26	0,06	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,04	0,05
pH	6,6	7,2	7,5	7,5	8,0	8,1	8,2	8,3	8,4	8,3	8,3	8,2

de 11 h à 19 h, fournissant 167 mm ; l'autre, du 15 novembre à 16 h 30 jusqu'au 16 novembre à 2 h 30, fournissant 78 mm.

L'augmentation de la durée d'arrosage est due à l'utilisation des Sprinklers Rotaflex qui ont débité, au cours du premier arrosage : 7,2 mm/h et au cours du second : 7,8 mm/h en moyenne.

La comparaison des données relatives à ces arrosages fait l'objet du tableau 3.

TABLEAU 3

Comparaison des arrosages

Années	1970	1971	1971
Dates	8-12	4 et 5-10	15 et 16-11
Heures	5 h à 10 h 30	18 h à 9 h 11 h à 19 h	16 h 30 à 2 h 30
Durée	5 h 30	23 h	10 h
Q apportée /ha	340 mm	167 mm	78 mm
Q apportée /lysimètre	964 l	473 l	221 l
Débit moyen d'arrosage/h /ha	62 mm	7,2 mm	7,8 mm
Débit moyen d'arrosage/h /lysimètre	175 l	20,5 l	22,1 l
Début d'écoulement	9-12 à 9 h	5-10 à 15 h	15-11 à 0 h 30
Délai depuis début d'arrosage	22 h 30	21 h	8 h
Heures d'arrosage après début drainage	0	4 h	2 h
Eau reçue par le lysimètre	964 l	389 l	176 l
Eau reçue par l'arrosage avant drainage	340 mm	137,2 mm	62,1 mm
Débit maximum de drainage du lysimètre	1,39 l/h	10 l/h	22 l/h
Débit < 0,1 l/h après récolte de	100,4 l	226 l	354 l
Temps pour atteindre débit < 0,1 l	11 j	10 j	18 j
Pluies reçues au cours de cette période /ha	1,25 mm	8,6 mm	47,2 mm
Pluies reçues au cours de cette période /lysimètre	3,5 l	24,4 l	133,8 l
Différence entre eau reçue et percolée pendant cette période (eau retenue) lysimètre	867 l	271 l	0
Différence entre eau reçue et percolée pendant cette période (eau retenue) mm/ha	305 mm	96 mm	0
DCO maximum	131	264	680

4. — *Mesure du comportement végétal*

Les réactions d'un végétal sont suivies sur de la fétuque élevée semée après l'implantation des lysimètres et soumise aux mesures suivantes :

— production de matière fraîche ;
— humidité ;
— teneurs de la matière sèche en azote, phosphore, potassium, sodium, calcium et magnésium.

C. — RÉSULTATS DES MESURES LYSIMÉTRIQUES

1. — *Bilan de l'eau*

1970-1971.

Le lysimètre n° 1, arrosé en 1970, n'a pas débité au cours de l'arrosage. Malgré un apport de 340 mm ou 964 l sur la surface du lysimètre, les premiers percolats ont été recueillis 22 h 30 après l'arrêt de l'arrosage.

Le débit horaire maximum de 1,39 l/h a été enregistré au départ de l'écoulement et s'est maintenu pendant 5 heures. Il a ensuite diminué progressivement pour devenir inférieur à 0,1 l/h, après 11 jours de drainage, n'ayant alors fourni que 100,4 l sur les 967,5 reçus. La différence, soit 867,5 l ou 305 mm, représente donc le déficit du sol sur une épaisseur de 1,40 m, soit 21 p. 100 du volume total.

La figure 2 (p. 280) et le tableau 4 permettent de voir qu'au cours d'une période allant de fin janvier au milieu d'avril, les quantités percolées ont correspondu à celles apportées par les pluies. Les orages du mois de juin fournissant au total 102,4 mm ont réamorcé le lessivage très réduit depuis le 15 avril, et le débit maximum hors arrosage de 12,6 l/j a été noté le 20 juin. L'écoulement s'est arrêté fin juillet.

Les trois lysimètres non arrosés n'ont pas drainé au cours de l'hiver, mais ont commencé à débiter à partir du 20 juin, pour s'arrêter fin juillet, en donnant en moyenne 38 litres.

On pourra donc retenir que cette première campagne réalisée après l'installation des lysimètres s'est déroulée avec un hiver peu pluvieux et un très important déficit hydrique du profil reconstitué dans les cases.

1971-1972.

Tous les lysimètres ayant débité à la suite des orages de juin 1971 peuvent être considérés comme se trouvant, au début de la deuxième campagne, dans des conditions naturelles du point de vue hydrique.

Le lysimètre n° 2, seul arrosé au cours de l'hiver, commence à drainer 21 heures après le début du premier arrosage, échelonné sur 25 heures. Il y a donc eu 4 heures de percolation et d'arrosage simultanés et le débit maximum de sortie a été alors observé à 18 h 25, au niveau de 10 l/h, pour se maintenir jusqu'à 23 heures, soit 4 heures après la fin d'arrosage (tabl. 3).

Un débit inférieur à 0,1 l/h a été obtenu 10 jours après, le lysimètre retenant alors 271 l ou 96 mm sur les 497,4 l ou 175,6 mm reçus (avec les pluies).

Ce délai d'une dizaine de jours, sans pluies anormales, déjà noté l'année précédente paraît devoir être retenu pour faire une mesure de l'humidité du sol à l'équilibre après un arrosage.

Le deuxième arrosage de cette campagne a été fait 40 jours plus tard sur un sol en percolation et ne s'est manifesté au drainage qu'après 8 heures d'apport, représentant 176 l ou 62 mm. Cela ne constitue cependant qu'un retard de réponse puisque, après 18 jours fournissant, en plus des 220 l d'arrosage, 134 l d'eau sous forme de pluie, on a retrouvé les 354 l totaux.

Ces 62 mm doivent donc correspondre au remplissage de la macroporosité des 1,40 m du profil, soit 4,4 p. 100 en volume. Cette valeur, faible, recoupe cependant les déterminations effectuées au laboratoire qui, pour les différentes couches, oscillent entre 5 et 6,5 p. 100.

Le maximum de débit de sortie, 20 l/h, correspondant au débit d'apport, a été observé à partir de 2 h 26, le 16 novembre, juste avant la fin de l'arrosage. Il s'est maintenu 2 heures après la fin de l'arrosage.

On peut donc dire que, dans des conditions de précipitations très importantes, sur un sol à la capacité de rétention, il a fallu 8 heures pour avoir une réponse à 1,40 m, correspondant à une vitesse d'avancement de 17,5 cm/h.

TABLEAU 4. — *Bilan de l'eau*

1970-1971 Lysimètre 1		Entrées entre deux dates		Sorties entre deux dates		Σ Entrées		Σ Sorties		Entrées-Sorties	
		litres par lysimètre	mm	litres par lysimètre	mm	litres par lysimètre	mm	litres par lysimètre	mm	litres par lysimètre	mm
Arrosage	8-12	964	340			964	340				
		Pluies									
Écoulé > 0,1 l/h	18-12	3,5	1,25	100,4	35,4	967,4	341,25	100,4	35,4	867,0	305,85
	fin déc.	6,9	2,15	7,3	2,6	973,5	343,5	107,7	37,9	865,8	305,5
	31-1	108,3	38,2	19,7	7,0	1 081,8	381,6	127,4	44,9	953,6	336,7
	28-2	108,9	38,4	105,4	37,2	1 190,7	420,0	232,8	82,1	957,9	337,9
	14-3	13,3	4,7	19,8	7,0	1 204,0	424,7	252,6	89,1	951,4	335,6
	fin mars.....	21,8	7,7	8,4	2,9	1 225,8	432,4	261,0	92	964,8	340,4
	17-4	13,3	4,7	2,9	1,0	1 239,1	437,1	263,9	93	975,2	344,1
	fin avril	67,8	23,9	0,2	0,1	1 306,9	461	264,1	93,1	1 042,8	367,9
	fin mai.....	126,4	44,6	0,6	0,2	1 433,3	505,6	264,7	93,3	1 168,6	412,3
	fin juin	290,4	102,4	84,2	29,8	1 723,7	608,0	348,9	123,1	1 374,8	484,9
	fin juil.	58,1	20,5	17,1	6,0	1 781,8	628,5	366,0	129,1	1 415,8	499,4
Pluies						817,8	288,5				
Arrosages						964	340				
1971-1972 Lysimètre 2											
1er arrosage	5-10	473,4	167			473,4	167				
		Pluies									
Écoulé > 0,1 l/h	14-10	24,4	8,6	226	79,1	497,8	175,6	226	79,7	271,8	95,9
	29-10	23,5	8,3	15	5,3	521,3	183,9	241	85,0	280,6	98,9
	15-11	31,2	11,0	5	1,7	552,5	194,9	246	86,7	306,6	108,2
2e arrosage	16-11	221,0	78,0			773,5	272,9				
Écoulé > 0,1 l/h		Pluies									
	3-12	133,8	47,2	354	124,9	907,3	320,1	600	211,6	307,3	108,5
	fin déc.	16,9	5,9	33	11,6	924,2	326,0	633	223,2	291,2	102,8
	fin janv.	178,6	63,0	62	21,9	1 102,8	389,0	695	245,1	407,8	143,9
	fin fév.....	127,3	44,9	97	34,2	1 230,1	433,9	792	279,3	438,1	154,6
	fin mars.....	74,3	26,2	47	16,6	1 304,4	460,1	839	295,9	465,4	164,2
	fin avril	127	44,8	15	5,3	1 431,4	504,9	854	301,2	577,1	203,7
Pluies						737	259,9				
Arrosages						694,4	245				

L'écart de 96 mm (tabl. 4) observé avant la deuxième période d'arrosage entre les entrées et les sorties s'est maintenu après elle, jusqu'à fin décembre (103 mm).

Ensuite, la percolation se maintenant, l'écart a régulièrement augmenté pour atteindre 144 mm en fin janvier, 155 mm en fin février, 164 mm en fin mars et 203 mm avant la cessation du drainage.

Cela pourrait être interprété comme une perte par évapotranspiration correspondant à une dizaine de mm au cours des mois d'hiver (janvier, février, mars) et 40 mm en avril.

Les arrosages de ces deux campagnes présentent donc des caractéristiques les différenciant notablement (tabl. 3) :

— Au début de l'automne, une assez grande amplitude des déficits hydriques : 305 mm en 1970, 96 mm en 1971.

Pour le deuxième arrosage de 1971, déficit théorique nul, puisque la case était en percolation, mais stockage de 62 mm pour arriver à un changement de débit du drainage.

— Vitesse d'arrosage : 62 mm/h en 1970, inférieure à 8 mm/h en 1971.

— Débits « maximum » de drainage : 1,4 l/h en 1970, 10 l/h et 22 l/h en 1971.

2. — *DCO, K, Na, Ca, Mg, N minéral des percolats* (tabl. 5)

Il est nécessaire de séparer les percolats suivant immédiatement les arrosages de ceux qui se poursuivent sous l'influence des pluies naturelles.

1970.

Le maximum de DCO a été constaté en début de percolation à 131 mg/l.

La DCO a ensuite diminué assez régulièrement pour atteindre 40 mg dans les percolats recueillis après l'arrosage et rester ensuite assez stable autour de 20 mg/l. On peut donc dire qu'au cours de cette année où il n'y a pas eu de drainage simultané à l'arrosage, il n'y eut pas de passage direct de matières organiques (DCO de l'ordre de 12 000 mg/l dans l'eau d'arrosage).

Le comportement de l'azote minéral est à peu près identique. La concentration maximum est relevée au départ et diminue ensuite régulièrement pour devenir très faible en fin de saison.

La concentration en Ca et Mg est très variable dans les premiers 100 l. Cela doit correspondre à des « passages » de calcium et magnésium échangés contre le potassium dont la concentration paraît au contraire particulièrement stable et faible en moyenne 7-8 mg/l, par rapport aux 1 500 mg/l de la solution d'arrosage.

La rétention du potassium apporté en forte concentration est remarquable et la teneur d'équilibre n'a pas été augmentée au cours des lessivages ultérieurs entretenus par les pluies.

1971.

Au cours de cette campagne, les conditions hydriques préalables du sol ont été différentes, mais il faut rappeler que la parcelle arrosée en 1971 ne l'avait pas été en 1970.

Pour la DCO, contrairement à l'année précédente, on a d'abord une très faible

TABLEAU 5

Comparaison des concentrations des divers apports et percolats

		1970-1971 Lysimètre nº 1 (mg/l)			1971-1972 Lysimètre nº 2						Extrêmes (mg/l)		
					1er apport (mg/l)			2e apport (mg/l)					
Eaux d'arrosage	DCO	11,480			14,024			14,160					
	K	1,500			1,278			1,100					
	Na.....	0			16			98					
	Ca	—			37			—					
	Mg	—			47			—					
	N minéral ..	132			206			164					
		m	Moy.	M	m	Moy.	M	m	Moy.	M	m	Moy.	M
Percolats	DCO	43	←	131	16	→	264	28	→	680	16		680
Teneur des percolats	K	6,7	→	11,3	2,1	2,3	2,8	1	1,2	2,5	1		11,3
ayant coulé à plus de	Na.....	26	→	39	13	←	19	17,1	20	21,2	13		39
0,1 l/h	Ca	76	↝	344	137		204	97	→	322	97		344
(après arrosage)	Mg	6	↝	20,5	5,8		6,8	7	15	15,8	5,8		20,5
	N minéral ..	195	←	203	9,8	16	35	12,8		76	9,8		203
	DCO	4	20	43	12	20	75	14	30	54	4	20-30	75
Teneurs de percolats	K	5,4	7-8	11,3	3,1	6,1	15,8	2,9	3-4	5,75	2,9	3-8	15,8
à faibles débits	Na.....	24	30	38	14,5	23	25	15,75		18,75	14,5		38
(pluies)	Ca	163	←	492	99	140	153	114		221	99		492
	Mg	14,5	←	21	6,7	→	9,8	10,1	12	12,3	6,7		14,5
	N minéral ..	4	←	195	15,4	→	20,4	1	→	17	1		20,4

concentration qui s'est élevée rapidement jusqu'à 250 mg/l et s'est maintenue à ce niveau tant que le débit d'écoulement a été supérieur à 2 l/h.

Pendant la période d'écoulement simultanée au deuxième arrosage, la teneur de la DCO a encore augmenté pour atteindre 680 mg/l, soit le vingtième de la concentration de l'eau d'arrosage et tomber très brusquement dès que l'écoulement n'a plus été sous la dépendance directe de l'arrosage.

Cela montre nettement qu'il y a eu passage direct de matières organiques, sans que nous ayons d'explications à présenter à propos des concentrations observées.

Comme précédemment, dès que le débit a diminué, la DCO s'est maintenue autour de 30 mg/l.

Au cours de ces passages rapides, on note aussi une augmentation de la concentration en calcium et même en azote minéral, et une baisse très nette de la teneur en potassium, en phase de fixation.

Par la suite, les moyennes indiquent le niveau des teneurs d'équilibre des percolats en divers cations.

Le deuxième arrosage a donc permis de voir que, lorsque les réserves en eau du sol sont reconstituées, l'irrigation risque de provoquer un passage direct se traduisant, pour les matières organiques, par une augmentation de la DCO et, pour les sels minéraux, par l'élimination des ions échangés.

TABLEAU 6

Bilan des éléments dosés

	1970-1971				1971-1972			
	par lysimètre		par ha		par lysimètre		par ha	
	Apports	Drainés	Apports	Drainés	Apports	Drainés 30 avril	Apports	Drainés 30 avril
DCO	11 kg	14,8 g	39 t	52 kg	6,6 kg 3,1 kg	128,7 g	23 t 11 t	454 kg
					9,7 kg		34 t	
N minéral	127 g	42 g	447 kg	148 kg	97,5 g 36,1 g	18,9 g	344 kg 127 kg	67 kg
					133,6 g		471 kg	
K	1 450 g	2,9 g	5,1 t	10 kg	605 g 243 g	2,8 g	2 134 t 857	9,8 kg
					848 g		3 t	
Na	—	10,4 g	—	37 kg	7,4 g 21,6 g	14,1 g	26 kg 76 kg	50 kg
					29 g		102 kg	
Ca		88,5 g		312 kg	17,5 g	150 g	62 kg	530 kg
Mg		5,5 g		19 kg	21,8 g	8,7 g	77 kg	30 kg

3. — *Bilan des éléments dosés* (tabl. 6, fig. 2 et 3)

Ces deux années fournissent des ordres de grandeur des apports et des pertes résultant d'arrosages réalisés dans des conditions déjà assez différentes.

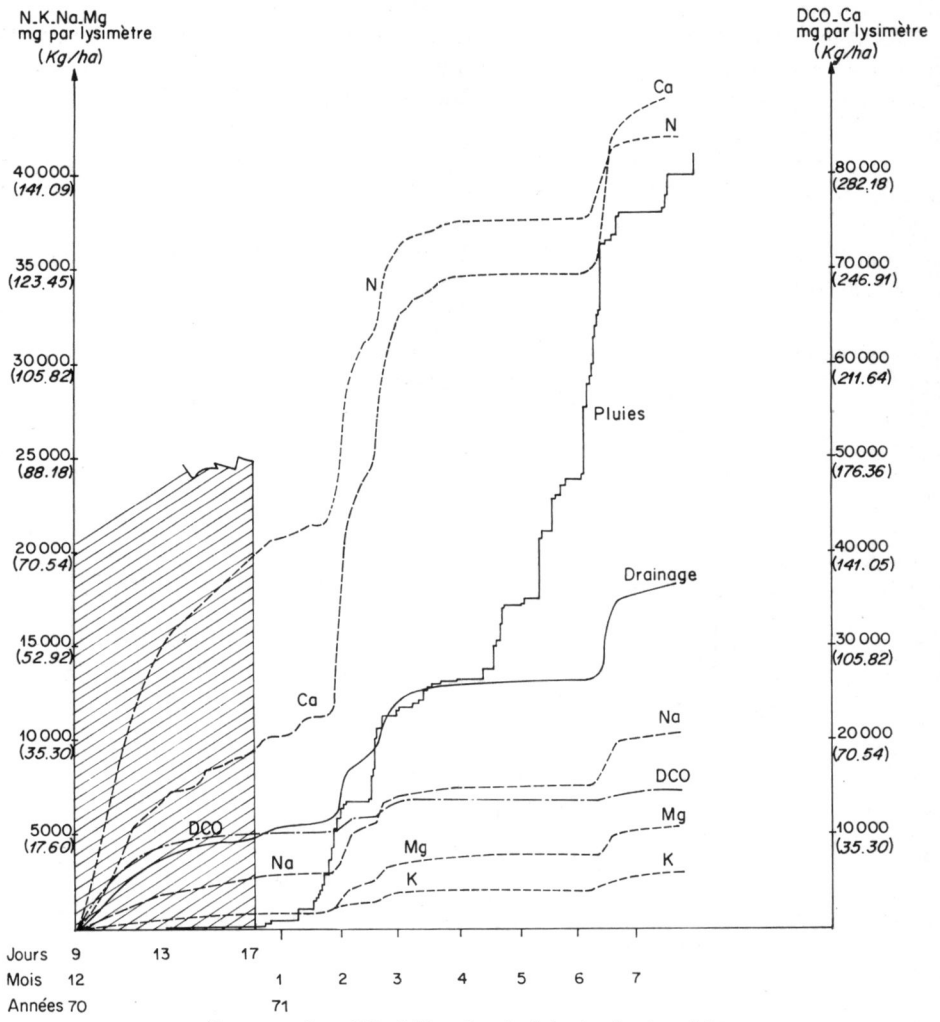


FIG. 2. — *Quantités d'éléments entraînées par les percolats* (1970-1971)

Entrées.

Les quantités de matières organiques (exprimées par la DCO), ramenées à l'hectare, sont assez comparables pour les deux années.

39 et 34 t/ha au niveau de la charge organique seule représentent à peu près l'équivalent de 100 à 125 t de fumier à l'hectare, ordre de grandeur de la quantité utilisée dans la fumure de serres.

Chiffres également voisins pour l'azote minéral : 447 et 471 kg/ha. Rappelons que cet azote est apporté à une concentration comprise entre 90 et 200 mg/l.

L'apport de potassium est considérable, entre 3 et 5 t/ha. Signalons que 3 tonnes représentent un pour mille de la masse d'une couche de terre de 20 cm sur un hectare, et cela permet d'évaluer l'enrichissement possible d'un sol sur une profondeur nettement plus importante.

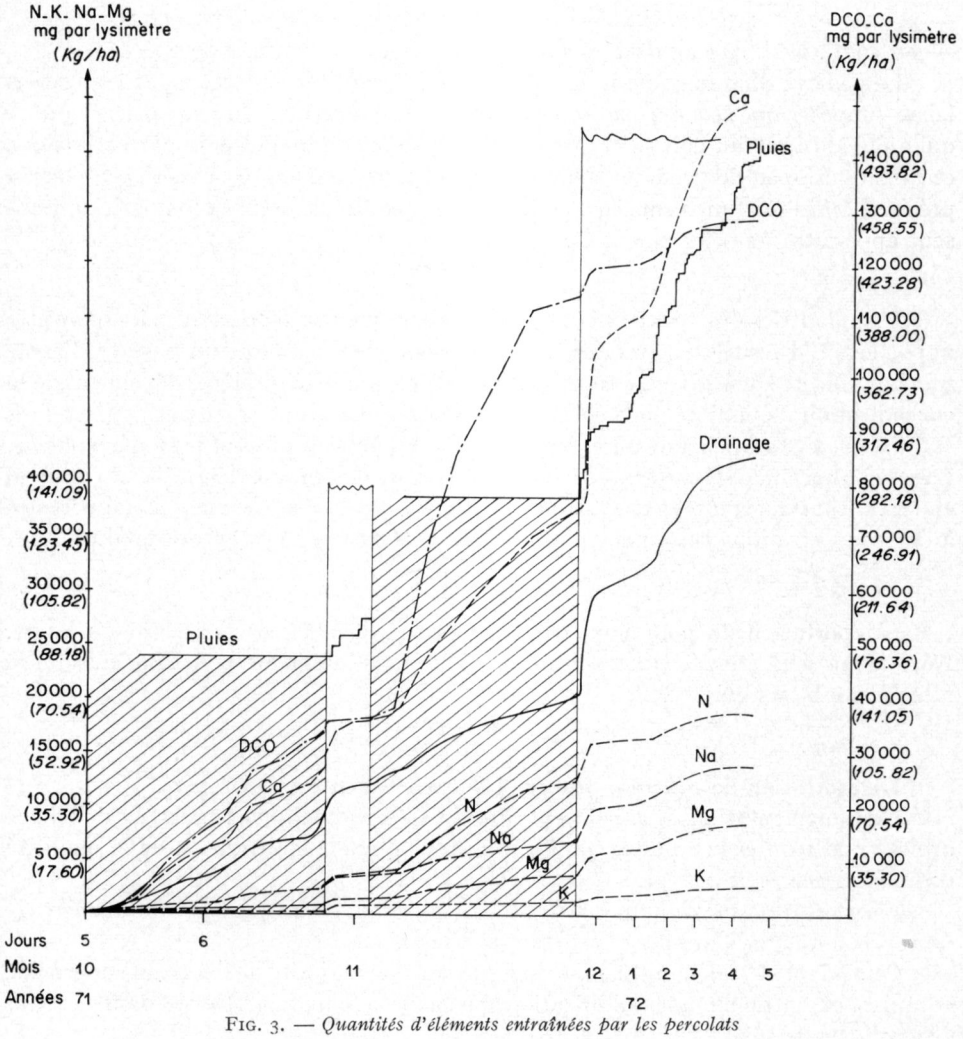


FIG. 3. — *Quantités d'éléments entraînées par les percolats* (1971-1972)

Les apports de sodium ne sont pas réguliers.

Les apports de calcium sont relativement négligeables, mais ceux de magnésium peuvent équilibrer les exportations.

Quantités drainées.

En face des apports, les quantités drainées sont très faibles.

DCO.

Les différences des conditions d'arrosage et des états hydriques du sol relevées entre ces deux années se reflètent dans les quantités de matières organiques (exprimées par la DCO) percolées. Rappelons que, jusqu'à présent, nous n'avons enregistré une augmentation de concentration des percolats que lorsqu'ils étaient simultanés aux arrosages :

— en 1970-1971 : 52 kg drainés sur 39 t apportées = 1,33 pour 1 000 ;
— en 1971-1972 : 454 kg drainés sur 34 t apportées = 13,3 p. 1 000.

Le passage d'un maximum de 1,3 p. 100 des quantités apportées par l'irrigation laisse supposer que le sol a réalisé une très bonne épuration. On peut penser que ce qui a été ainsi retenu doit se décomposer en donnant en majorité du gaz carbonique et sans doute peu de produits solubles. Mais il faut poursuivre l'expérience pour le préciser, après un temps suffisant pour que les produits de cette décomposition puissent apparaître dans les percolats.

Azote minéral.

Les quantités drainées : 148 et 67 kg/ha n'ont aucune relation avec les quantités apportées. L'arrosage n'a pas donné lieu à proprement parler à un passage d'azote minéral, encore qu'il favorise sa migration, et les quantités drainées dépendent de la concentration d'équilibre de la solution du sol existant avant l'arrosage.

Là encore, on pourrait observer, au cours des années, un tout autre phénomène. La minéralisation des matières organiques apportées devrait donner de l'azote minéral en quantités importantes et se traduire par le passage d'une « vague » d'eau percolée à des concentrations nettement plus élevées. Cela ne s'est pas encore produit.

Potassium.

L'exportation du potassium par l'eau est négligeable, de l'ordre de 10 kg/ha. Nous avons déjà étudié ce mécanisme et les mesures indiquent, pour l'instant, que la rétention est très efficace.

Calcium.

L'exportation de calcium, 312 kg et 530 kg, est assez importante.

Une augmentation de la concentration n'a été notée qu'au cours du deuxième arrosage de 1971 et la « perte » provient surtout d'une augmentation de la quantité d'eau lessivée.

L'exportation maximum, 530 kg, cadre encore avec les possibilités de lessivage de sols « normaux », au cours d'hivers pluvieux.

Cependant, le calcium est sans doute extrait en majorité de l'horizon superficiel, ce qui peut entraîner une acidification que nous avons déjà relevée dans certains échantillons de sol.

D. — OBSERVATIONS DU COMPORTEMENT DE VÉGÉTAUX (FÉTUQUE ÉLEVÉE)

Les mesures de la production, de la richesse minérale des végétaux et des exportations correspondantes ont pu être réalisées de façon complète en 1972 (tabl. 7).

TABLEAU 7

Productions de la fétuque élevée
teneurs et exportations en N-P-K

	Lysimètre n° 1 arrosé en 70-71		Lysimètre n° 2 arrosé en 71-72		Lysimètre n° 3 non arrosé		Lysimètre n° 4 non arrosé	
Tonnage en vert (t par ha)								
1re coupe, 25-5	64,6		33,5		14,2		38,4	
2e coupe, 10-7	23,0		22,0		7,0		10,0	
3e coupe, 22-9	16,5		30,5		4,54		8,0	
	104,1		86,0		25,74		36,2	
Pour 100 sec	14,4		19,0		28,0		27,0	
	21,5		18,3		36,3		29,8	
	26,1		14,5		36,8		29,5	
Tonnage en sec (t par ha)	9,3		6,36		3,97		4,98	
	4,95		4,03		2,54		2,98	
	4,31		4,42		1,67		2,36	
	18,56		14,81		8,18		10,32	
	sec (%)	export (kg/ha)	sec (%)	export (kg/ha)	sec (%)	export (kg/ha)	sec (%)	export (kg/ha)
N	2,93	272	2,99	190	1,07	42	1,00	50
	2,90	143	3,33	134	1,36	34,5	1,26	37,5
	2,80	121	2,66	118	1,34	22,4	1,60	37,8
		536		442		98,9		125,3
P	0,37	34	0,35	22	0,22	8	0,21	10
	0,29	14	0,34	14	0,28	7	0,30	9
	0,31	13	0,29	13	0,27	4,5	0,33	7,8
		61		49		19,5		26,8
K	4,00	372	3,42	217	1,96	78	1,84	91
	3,31	164	3,79	153	1,62	41	1,96	58
	3,32	143	3,22	142	1,62	73	2,08	49
		679		512		192		198
N nitrique	0,52		0,43		0,01		0,01	
	0,38		0,50		Traces		Traces	
	0,19		0,24		0,01		0,01	
Na	0,014	1,3	0,047	2,9	0,010	0,4	0,006	0,3
	0,023	1,1	0,012	0,5	0,006	0,1	0,007	0,2
	0,022	0,9	0,027	1,2	0,015	0,2	0,020	0,5
		3,3		4,6		0,7		1,0
Ca	0,59	55	0,45	28	0,25	10	0,40	20
	0,69	34	0,79	32	0,48	12	0,45	13
	0,73	31	0,83	37	0,50	8	0,50	12
		120		97		30		45
Mg	0,12	11	0,16	10	0,11	4	0,09	4
	0,14	7	0,15	6	0,17	4	0,14	4
	0,19	8	0,19	8	0,21	3	0,19	4
		26		24		11		12

Les coupes n'ont pas été réalisées dans des conditions idéales, mais pratiques, puisqu'elles n'ont été qu'au nombre de trois : 25 mai-10 juillet-22 septembre.

1. — *Production en vert — Humidité — Matière sèche*

1. 1. *Matière verte.*

Ces résultats de l'année 1972 montrent non seulement que l'arrosage effectué en décembre 1970 a encore eu une influence, en deuxième année, sur le tonnage en vert, mais que celle-ci est supérieure à celle relevée en première année.

La première récolte sur la parcelle 1 (64 t en vert) constitue presque un record, avec un tonnage presque double de celui de la parcelle 2, lui-même près de deux fois supérieur à celui des témoins (3 et 4).

Pour la deuxième coupe, les tonnages des deux parcelles, arrosées à un an d'intervalle l'une de l'autre, s'égalisent et, pour la troisième, la parcelle 2 produit à son tour le double de la parcelle 1.

1. 2. *Matière sèche/Matière verte.*

Les productions très élevées en matière verte (première coupe de parcelle 1 — troisième coupe de parcelle 2) ont des teneurs très faibles en matière sèche (14,5 p. 100) et ne représentant parfois, pour des récoltes effectuées sur les parcelles arrosées, que la moitié de celles des témoins.

1. 3. *Production en sec.*

La combinaison des deux données précédentes atténue les différences de production. En particulier, les tonnages en sec des troisièmes coupes des parcelles 1 et 2 sont à peu près identiques.

La parcelle arrosée en 1970 produit cependant plus de 18 t de matière sèche, le double de la moyenne des deux parcelles non arrosées.

La parcelle arrosée en 1971 se situe entre ces deux extrêmes.

La production de 10 t/ha de matière sèche des témoins est cependant loin d'être négligeable.

2. — *Composition végétale*

L'examen des teneurs en N, P et K, ramenées à la matière sèche, rend également bien compte de l'influence des arrosages.

Teneurs en N p. 100 MS

Les échantillons de la première coupe provenant de parcelles arrosées ont une teneur en azote presque triple de celle des témoins. Cette richesse s'accompagne de la présence d'azote nitrique qui peut présenter quelque danger pour les animaux. Dans le cas de ces productions très élevées, il est donc nécessaire de vérifier le niveau d'azote nitrique par des analyses.

Teneurs en P p. 100 MS

Un enrichissement de l'herbe ne peut être noté que sur la première coupe.

Teneurs en cations p. 100 MS

Les différences de richesse en potassium sont aussi importantes que celles relevées pour l'azote. Pour les échantillons les plus riches, il est nécessaire d'équilibrer la ration par des compléments minéraux, bien que la richesse en calcium suive des variations également notables.

3. — *Exportations en éléments majeurs*

La conjugaison des accroissements de productions et de leurs richesses entraîne des augmentations d'exportations considérables. Les ordres de grandeur font l'objet du tableau 7.

Il montre que la fétuque élevée réagit très bien à des apports minéraux importants. Ce fait avait d'ailleurs été à la base du choix de cette culture qui est l'une de celles qui peuvent le mieux réexporter une part importante des apports.

En ne retenant que les chiffres les plus élevés, elle a pu, en une année, exporter :

540 kg d'azote
et 680 kg de potassium à l'hectare.

L'arrosage a quintuplé les exportations d'azote et plus que triplé les exportations de potassium.

CONCLUSIONS

Au cours de deux campagnes d'irrigation par aspersion avec des eaux de féculerie, les mesures effectuées sur :

— les conditions d'arrosage (débit — quantité),
— les débits de percolation,
— les teneurs des percolats en DCO, azote minéral, K, Na, Ca, Mg,
— et les réponses de la fétuque élevée

ont permis de dégager un certain nombre d'observations :

Influence de l'état hydrique du sol avant l'arrosage

En 1970, après l'installation des lysimètres, le sol se trouvait avoir un fort déficit hydrique. Dans ces conditions, un arrosage effectué à fort débit (62 mm/h) n'a pas entraîné de lessivage en cours d'arrosage. Il n'y a pas eu non plus de passage de produits organiques (DCO).

En 1971, des arrosages effectués à des débits beaucoup moins élevés que celui de l'année précédente (< 8 mm/h), mais sur un sol préalablement humidifié, a entraîné une augmentation assez sensible du taux de DCO des percolats.

L'état hydrique du sol a donc plus d'influence sur les risques d'entraînement que le débit de l'arrosage.

Cela doit être assorti de la prise en considération de la quantité totale d'eau apportée, déduction faite de ce qui est nécessaire pour combler le déficit.

Pratiquement, l'entraînement de matières organiques en solution paraît devoir être très faible lorsque le drainage n'est pas simultané à l'arrosage.

Comportement des cations

Le potassium est fortement retenu par le sol et son apport se traduit par une augmentation de la concentration en calcium des percolats.

Théoriquement, le calcium ainsi concerné correspond équivalentairement au potassium apporté. Étant donnée la richesse des eaux résiduaires en cet élément, il est nécessaire d'en tenir compte pour éviter une décalcification des sols dont la réserve en carbonates ne serait pas suffisante (décalcification après décalcarisation).

Comportement végétal

L'essai réalisé avec fétuque montre que cette graminée, non seulement supporte, mais même valorise très bien les apports importants.

Les productions élevées qui ont été notées peuvent cependant présenter des difficultés particulières en ce qui concerne leur récolte et leur utilisation. Le séchage sur place de produits dont la teneur en eau est très élevée est long et difficile, et cette production devrait être utilisée soit directement (o grazing), soit après ensilage. Il est nécessaire de vérifier que l'enrichissement en azote ne s'accompagne pas de la présence d'azote nitrique en quantité excessive et rétablir les équilibre minéraux de la ration qui pourraient être perturbés par l'accumulation du potassium.

Les résultats ainsi acquis montrent que la plupart des difficultés rencontrées sont liées à la nécessité pratique de limiter la surface d'épandage des eaux résiduaires. Cette obligation a orienté nos essais vers la fixation de normes maxima d'emploi et cela est, dans un certain sens, regrettable car utilisées à des niveaux plus rapprochés des possibilités normales de stockage par le sol et de réexportation par les cultures, ces eaux résiduaires seraient le support d'une véritable irrigation fertilisante.

Leur charge organique provient pour moitié de protéines, dont la minéralisation dans le sol peut assurer une fourniture azotée équilibrée avec la quantité de potassium qu'elles contiennent.

Ces observations peuvent cependant concourir à changer l'opinion des utilisateurs et même les relations entre producteurs et industriels, en faisant connaître la vraie valeur d'un résidu considéré actuellement comme polluant alors qu'il peut utilement servir à l'entretien organique et minéral des sols.

Reçu pour publication en janvier 1974.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée grâce au concours financier du Service régional d'Aménagement des Eaux de Picardie et à la collaboration des Établissements Roquette et de l'Agence Financière de Bassin Artois-Picardie, auxquels nous adressons tous nos remerciements.

SUMMARY

OBSERVATIONS MADE OVER A TWO-YEAR PERIOD ON THE SPRAYING OF STARCH INDUSTRY PROCESS-WATER ONTO SILT

This study begins by taking into consideration the characteristics of starch industry process-water and goes on to render an account of observations made during two spraying campaigns, concerning soil enrichment and the effects on fodder crop production and also concerning it being washed down, measured on a lysimeter. From this, the conditions under which the rational use of fecula process-water would give genuinely fertilizing irrigation are deduced.

ZUSAMMENFASSUNG

ZWEIJÄHRIGE BEOBACHTUNGEN BEI DER BERIESELUNG VON LEHMBODEN MIT ABWÄSSERN EINER STÄRKEFABRIK

Ausgehend von Betrachtungen über das Wesen der Abwässer von Zuckerfabriken berichtet die Untersuchung über Beobachtungen, die im Verlauf von zwei Berieselungskampagnen gesammelt worden sind : und zwar sowohl hinsichtlich der Bodenanreicherung und deren Folgen für die Produktion von Futterkulturen als auch hinsichtlich der Risiken eines Eindringens in die Tiefe, gemessen mit einem lysimetrischen Gerät. Daraus kann man die Bedingungen ableiten, bei welchen die rationelle Verwendung dieser Abwässer einer wirklich befruchtenden Bewässerung entspräche.

РЕЗЮМЕ

Двухгодичные наблюдения за обогащением суглинистой почвы при орошении дождеванием с помощью сточных вод крахиального производства.

Г. ЛЕФЕВР.

Рассмотрев характеристики сточных вод крахмального производства, автор приводит результаты наблюдений проведенных в течение двух сезонов орошения дождеванием при помощи этих вод, за обогащением почвы и последствиями для продукции кормовых культур, а также и возможным увлечение сточных вод в глубину, измерявшимся на лизиметрических делянках. Из вышесказанного делаются выводы об условиях при которых рациональное использование этих вод могло-бы рассматриваться как настоящее удобрительное орошение.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 289-306.

ÉPANDAGE DES EAUX DE FÉCULERIE PAR AÉROASPERSION, ÉTUDE DE LEUR COMPOSITION, INCIDENCES SUR LE SOL ET SUR LES EAUX DE LA NAPPE

J. MULLER
avec la collaboration technique de E. MARNE

Station d'Agronomie, I. N. R. A.,
51000 Châlons sur Marne

RÉSUMÉ

La mise en pratique de l'épandage par aéroaspersion des eaux de fabrication d'une importante féculerie située en Champagne, a nécessité l'étude de la composition et des propriétés des eaux d'épandage au point de vue agronomique et le contrôle périodique des eaux de la nappe dans le périmètre d'aspersion.

La composition des eaux met en évidence l'importance des apports minéraux et organiques, notamment en potassium (1 300 mg/l de K_2O), en carbone organique (1 200 mg/l de C) et en azote (630 mg/l de N).

Dans ces conditions, on conçoit que les épandages puissent facilement provoquer un déséquilibre dans le sol, donc une alimentation déséquilibrée du végétal. Ces risques sont mis en évidence en étudiant la répartition des éléments minéraux dans des profils ayant reçu des doses croissantes d'eau d'épandage (0-80-200 mm). Les augmentations les plus importantes sont celles des teneurs en azote minéral et en potasse pour la dose de 200 mm. Avec un épandage de 80 mm, ces augmentations sont négligeables.

Les observations faites sur le végétal n'ont pas, jusqu'à présent, mis en évidence d'accident végétatif résultant du déséquilibre K_2O/MgO. Par contre, l'influence que peut avoir l'excès d'azote minéral a été souvent constatée.

Il est fort probable que les éléments minéraux non retenus par le complexe absorbant ou par les végétaux, atteignent la nappe phréatique dans un délai plus ou moins long. En plus du pouvoir épurateur du sol vis-à-vis des matières organiques, cette étude montre qu'il est important de prendre en considération les critères de rétention par le sol et de mobilisation par les végétaux, pour déterminer la dose limite d'aspersion à ne pas dépasser.

I. — LE PROBLÈME PRATIQUE A RÉSOUDRE

I. 1. — *Les données*

I. 11. *Importance des débits.*

Une importante féculerie a été récemment créée en Champagne entre Châlons-sur-Marne et Arcis-sur-Aube. Elle utilise pour éliminer les eaux résiduaires la technique de l'aéroaspersion, la seule praticable en région légèrement vallonnée.

Cet épandage pose des problèmes pour les sols et pour les eaux de la nappe. Pour mieux les cerner, il est nécessaire au préalable de situer l'importance de la production de cette usine, et de préciser la nature des sols et du sous-sol dans le périmètre d'aspersion.

L'usine située à Haussimont a été mise en marche en 1970. La production prévue pour 1972 est de 22 000 t de fécule, ce qui représente un tonnage de pommes de terre traitées de l'ordre de 110 000 t. La campagne de fabrication couvre environ 120 jours entre les mois de septembre et de décembre, à une époque où l'évaporation et les besoins nutritifs des plantes sont réduits.

Malgré ces conditions initiales défavorables, il faut pouvoir actuellement absorber le débit des eaux de l'usine, soit en moyenne 210 m^3/heure ou 610 000 m^3 pour une campagne de 120 jours. Il est prévu dans un proche avenir un doublement des unités de production.

Pour absorber cette quantité d'effluents, une surface de l'ordre de 1 600 ha est susceptible de recevoir l'aspersion. Actuellement l'aspersion n'est pratiquée que sur la moitié du périmètre.

Cette zone a été déterminée de manière à satisfaire aux conditions suivantes :

— éviter toute pollution des points d'eau actuellement exploités ou de ceux prévus pour l'alimentation de la féculerie elle-même ;
— assurer la réalimentation des nappes de la craie et de la rivière voisine (la Somme) ;
— se tenir aussi près que possible des terrains de la féculerie.

I. 12. *Nature du sol et du sous-sol dans le périmètre d'aspersion.*

Dans cette zone, située au cœur de la Champagne, les sols sont des rendzines brunes ou brun-rouge. La couche arable, épaisse de 15 à 20 cm, repose sur la craie remaniée dont l'épaisseur varie suivant les endroits entre 50 cm et 2 m. Cette craie remaniée repose elle-même sur un banc de craie fissurée dont l'épaisseur atteint 15 à 20 m et dans laquelle se trouve le plus fréquemment la nappe phréatique. Puis entre 20 et 40 m, on trouve une craie compacte.

Avant l'implantation de la féculerie, la Station d'Agronomie avait étudié les caractéristiques hydrodynamiques du sol. Les vitesses de filtration déterminées par la méthode Vergière décroissent très fortement en fonction du temps :

Niveau (cm)	K_1 (mm/h)	K_2 (mm/h)	K_3 (mm/h)
0-25	404	68	34
25-50	798	184	55

On peut supposer que ces sols, assez secs lors du prélèvement, ont d'abord une très forte vitesse de filtration due à leur structure excellente, mais cette grande vitesse au départ provoque un colmatage des vides. La vitesse de filtration décroît alors fortement, tout en conservant une perméabilité satisfaisante.

1. 2. — *Les solutions techniques adoptées*

Un réseau fixe de collecteurs principaux distribue les eaux de fabrication en différents points du périmètre d'épandage sous une pression de 12 kg au départ. Les prises sont espacées de 200 m.

Le réseau de collecteurs secondaires semi-mobiles est constitué de canalisations en aluminium de diamètre 125 mm permettant la desserte de secteurs unitaires de 32 ha environ.

Ces 32 hectares sont arrosés par des asperseurs de type « Turbo-rain » montés sur roues et d'une portée de 50 m. Les sprinklers automoteurs sont reliés au réseau secondaire par des canalisations flexibles.

Les doses maximum à apporter, calculées à partir des caractéristiques hydrodynamiques des sols pour une épaisseur de 50 cm, ont été évaluées à 600 m³/ha, soit une pluviosité de 60 mm pour un passage d'asperseur.

Ces estimations ayant été faites à partir de considérations théoriques, il était nécessaire de prévoir des contrôles pour vérifier la non-pollution de la nappe et la compatibilité des apports d'éléments minéraux au sol avec les exigences des cultures.

Dans un premier temps, un réseau de piézomètres atteignant la nappe de la craie a été mis en place. Il est évident que les piézomètres n'apportent que des renseignements partiels sur les risques de pollution de la nappe. Les observations effectuées à leurs niveaux devront être complétées par des études en cases lysimétriques.

Pour apporter des éléments de réponse aux problèmes posés par la technique des épandages par aéroaspersion, nous avons été conduits à étudier d'une part, la composition et les propriétés des eaux d'épandage au point de vue agronomique, et d'autre part, à contrôler périodiquement les eaux de la nappe au niveau des piézomètres et des puits avoisinant le périmètre d'aspersion.

Les résultats obtenus jusqu'à présent font l'objet de cette note.

2. — ÉTUDE DES EAUX D'ASPERSION

2. 1. — *Origine des eaux résiduaires de féculerie*

Dans le cycle de travail de la pomme de terre pour l'extraction de la fécule, deux sortes d'eau sont à distinguer : les eaux de transport et de lavage, et les eaux de fabrication.

Les premières servent essentiellement de véhicule au cours du lavage. Ces eaux après décantation sont recyclées. Un prélèvement de 40 m³/h va rejoindre les eaux de fabrication pour constituer les eaux d'épandage.

Les secondes sont produites d'une part au cours des différentes opérations de râpage, lavage et séparation de la fécule et des pulpes. On obtient « les eaux pulpeuses » et d'autre part au cours des opérations de lavage, essorage de la fécule. On obtient

les « eaux de lavage de la fécule ». Les « boues rouges » résultent du mélange de ces différentes eaux et sont directement épandues sur les champs.

2. 2. — *Composition des eaux de fabrication*

L'étude de la composition des eaux d'épandage a été faite pendant la campagne 1971 en procédant tous les quinze jours à des prélèvements ponctuels à la sortie des pompes alimentant le réseau d'aspersion.

La composition moyenne des eaux est donnée dans le tableau I.

TABLEAU I

Composition moyenne des eaux d'épandage d'une féculerie
(51000 Haussimont)
Valeurs moyennes pour la campagne d'aspersion 1971

pH	6,5	
Conductivité à 25°C m Ω^{-1}/cm	3,7	
Alcalinité (HCO_3)	2 100	mg/l
Oxyd. MnO_4K (O_2)	1 300	—
Carbone organique (C)	1 200	—
Azote total (N)	630	—
Azote ammoniacal (N)	77	—
Azote nitrique et nitreux (N)	11	—
Phosphates (P_2O_5)	140	—
Sulfates (SO_4)	170	—
Chlorures (Cl)	73	—
Sodium (Na_2O)	15	—
Potassium (K_2O)	1 300	—
Calcium (CaO)	600	—
Magnésium (MgO)	110	—
Particules en suspension	7,3	g/l

Ces eaux dont le pH est voisin de 6,5 sont relativement peu chargées en particules en suspension, et 80 p. 100 de ces particules sont des particules organiques, sans doute des albumines en cours de floculation.

Les éléments analysés ne varient pas de manière significative au cours du temps, sauf peut-être pour le phosphore dont la teneur a tendance à diminuer et le calcium dont la teneur a tendance à augmenter.

	mg/l	
	P_2O_5	CaO
Début de campagne	240	300
Fin de campagne	20	1 000

Il est donc possible de définir une composition moyenne représentative.

Le point le plus intéressant à considérer est l'apport d'éléments minéraux au sol à partir de ces eaux :

On peut dans ces apports distinguer :

1° Ceux qui sont utiles au point de vue nutrition minérale des végétaux :

potasse	1 300 mg/l de K_2O
azote	630 mg/l de N
sulfates	170 mg/l de SO_4
phosphates	140 mg/l de P_2O_5
magnésie	110 mg/l de MgO

2° Ceux qui sont indifférents ou nuisibles :

carbone organique	1 200 mg/l de C
chaux	600 mg/l de CaO
chlorures	73 mg/l de Cl
soude	15 mg/l de Na_2O

L'apport d'éléments minéraux en solution dans les eaux d'épandage est donc très important et permet de considérer cette aspersion comme un apport d'éléments fertilisants. La très faible concentration en soude et en chlore est à signaler, car un apport trop important de ces éléments risquerait d'être défavorable au sol et à la végétation.

Mais le fait le plus important qui se dégage de ces analyses est la concentration très élevée en carbone organique, azote total et potasse qui peut présenter des inconvénients si les apports d'eaux d'aspersion ne sont pas judicieusement effectués.

En effet, il y a risque de déséquilibre dans la nutrition minérale de la plante par excès de potasse et ou d'azote, et risque de déséquilibre du rapport K_2O/MgO dans le sol, car le rapport K_2O/MgO des effluents est voisin de 12. Ce fait est à retenir, car les sols de Champagne sont naturellement pauvres en magnésie.

3. — INCIDENCES SUR LE SOL

Ces résultats nous amènent à examiner l'incidence que peuvent avoir les apports d'eaux d'épandage sur la composition du sol.

3. 1. — *Aspect quantitatif des apports*

Pour mettre en évidence ce fait, il suffit de considérer les quantités de potasse, de carbone, d'acide phosphorique et de magnésie apportées sur un hectare par un épandage de 100 mm :

Éléments	kg/ha apportés pour une aspersion de 100 mm
Potasse (K_2O)	1 300
Carbone (C)	1 200
Azote total (N)	630
Acide phosphorique (P_2O_5)	140
Magnésie (MgO)	110

Ces chiffres permettent de considérer l'épandage des eaux de fabrication comme une véritable irrigation fertilisante, avec cependant un inconvénient : les apports sont déséquilibrés.

3. 2. — *Aspect qualitatif des apports*

3. 21. — *Enrichissement du sol en éléments fertilisants en fonction de la dose d'aspersion.*

Dans les vingt premiers centimètres d'une luzernière ayant reçu en deux ans quatre passages d'asperseurs, les teneurs varient de la manière suivante :

	Avant aspersion	2 passages = 120 mm	4 passages = 240 mm
Azote total (‰)	2,07	2,29	2,31
C/N	11,0	8,7	8,4
P_2O_5 (‰)	0,11	0,10	0,32
K_2O (‰)	0,06	0,33	0,82
MgO (‰)	0,035	0,036	0,079

Ces chiffres mettent nettement en évidence l'enrichissement du sol. Cet enrichissement porte essentiellement sur l'azote (augmentation de la teneur en N et diminution du rapport C/N du sol) et sur la potasse.

Si l'on admet qu'un apport de 100 kg/ha d'un élément fertilisant augmente la teneur du sol de 30 p.p.m. dans les vingt premiers centimètres, le niveau de la potasse dans le sol aurait dû augmenter de 0,93 p. 1 000, et celui de l'azote de 0,45 p. 1 000. Or les variations des teneurs déterminées à l'analyse sont de 0,76 p. 1 000 pour la potasse et 0,24 p. 1 000 pour l'azote. Il faut donc admettre qu'une fraction non-négligeable des éléments minéraux et organiques migre en profondeur.

3. 22. — *Répartition dans le profil.*

Comme exemple, nous prendrons le cas d'une série de profils ayant reçu des doses d'aspersion de 0-80 et 200 mm. Ces profils ont été relevés en mars 1972 jusqu'à 1,60 m dans une parcelle semée en blé.

Les figures 1 à 4 montrent les résultats suivants :

Malgré les doses variables d'aspersion, il n'y a pas de variation significative dans les teneurs en eau du sol.

Pour l'azote minéral, il y a une très nette accumulation entre 40 et 100 cm. En profondeur, pour la dose 80 mm, la teneur devient négligeable et voisine de 5 p.p.m. alors que pour la dose 200 mm, la teneur à 160 cm de profondeur est égale à 40-45 p.p.m.

Pour la potasse, la teneur diminue progressivement avec la profondeur. Il faut noter par rapport à la dose 0 mm, un très net enrichissement des couches profondes (60-160 cm) pour les doses les plus élevées d'aspersion.

Par contre, *pour l'acide phosphorique,* il n'y a pratiquement pas de migration avec la profondeur.

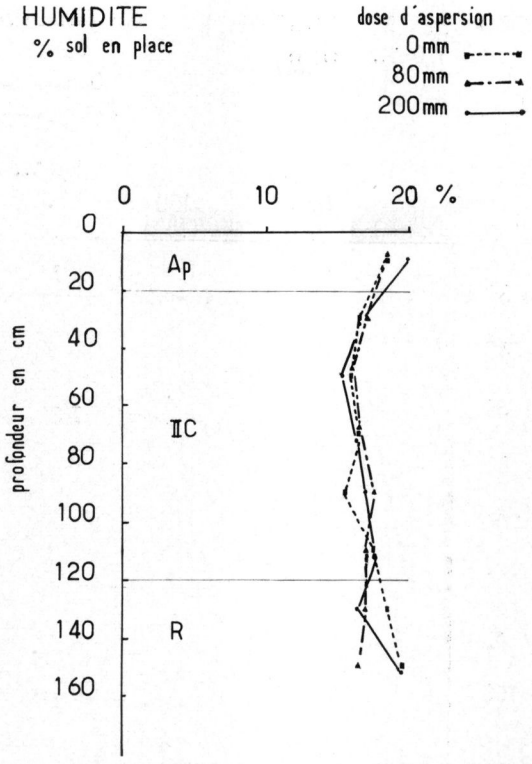


FIG. 1. — *Teneur en eau du sol* (jusqu'à 1,60 m de profondeur) *et doses d'aspersion* (mars 1972)

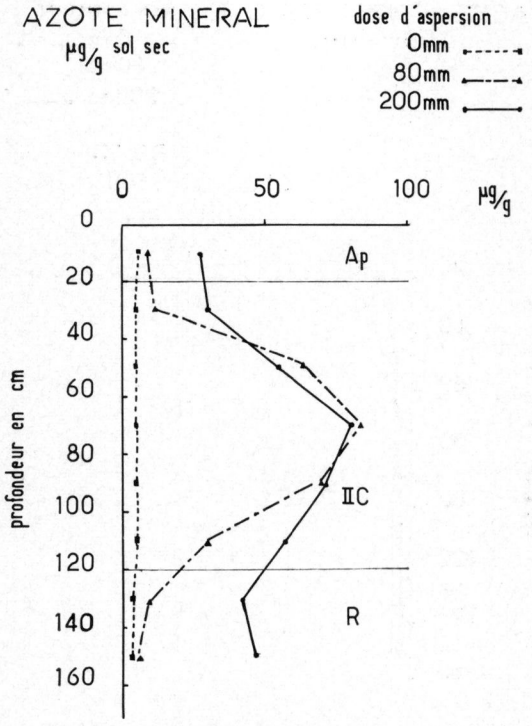


FIG. 2. — *Teneur en azote minéral du sol* (jusqu'à 1,60 m de profondeur) *et doses d'aspersion* (mars 1972)

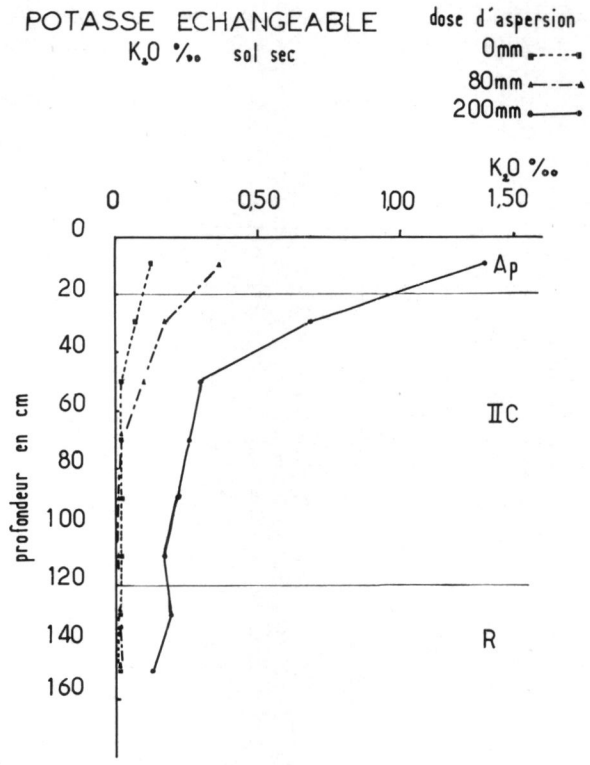


FIG. 3. — *Teneur en potassium échangeable du sol* (jusqu'à 1,60 m de profondeur) *et doses d'aspersion* (mars 1972)

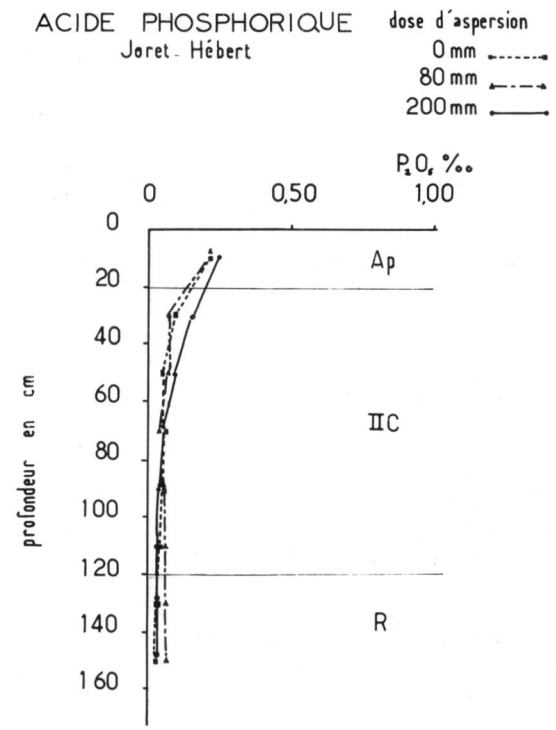


FIG. 4. — *Teneur en acide phosphorique assimilable* (JORET-HÉBERT) *du sol* (jusqu'à 1,60 m de profondeur) *et doses d'aspersion* (mars 1972)

3. 23. — *Cas particulier de l'azote.*

Dans les profils examinés, il existe des quantités importantes d'azote minéral, or si l'on se reporte à l'analyse des eaux d'épandage, on constate que les quantités d'azote minéral sont relativement peu importantes : 77 mg/l d'azote ammoniacal et 11 mg/l d'azote nitrique, pour une teneur en azote total de 630 mg/l.

Ces résultats laissent supposer que l'azote organique des boues se trouve sous forme facilement minéralisable.

Des essais actuellement en cours nous ont montré qu'à une température de 0°C, 20 p. 100 de l'azote organique de la boue était minéralisé en trois semaines. Cette valeur monte à 30 p. 100 pour une température de 28°C. Donc, l'azote total des boues est extrêmement labile et facilement minéralisé.

Ce résultat se trouve confirmé lorsque l'on détermine, sur le profil examiné précédemment, l'azote minéral provenant de la minéralisation des eaux d'épandage, trois mois après l'aspersion (fig. 5).

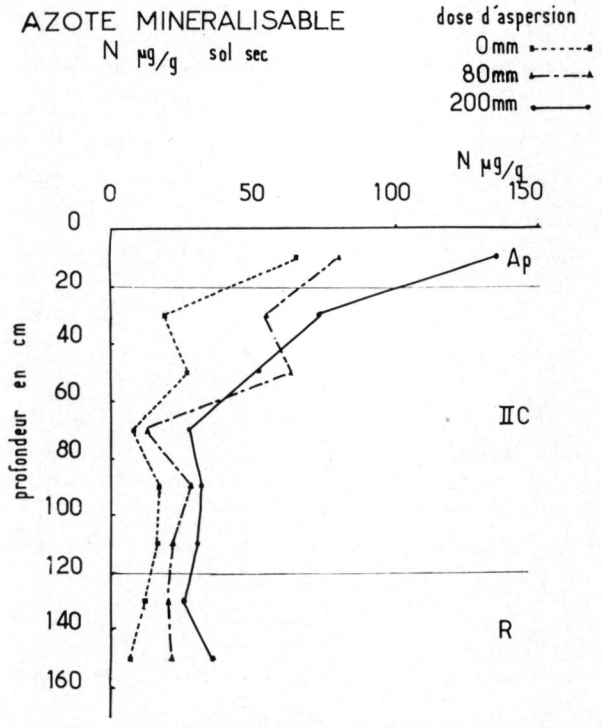


FIG. 5. — *Teneur en azote minéralisable du sol* (jusqu'à 1,60 m de profondeur) *et doses d'aspersion* (mars 1972)

Pour des apports respectifs de 506 et 1 260 kg/ha de N correspondant à des pluviosités de 80 et 200 mm, les quantités d'azote minéralisé en 28 jours sont de 360 et 620 kg/ha, soit des taux de minéralisation compris entre 30 et 50 p. 100.

4. — INCIDENCES SUR LE VÉGÉTAL

Les observations faites jusqu'à présent n'ont pas mis en évidence d'accident végétatif résultant du déséquilibre K^2O/MgO, car la pratique de l'aspersion sur ce périmètre est encore récente. Par contre, l'influence que peut avoir l'excès d'azote minéral a été mis en évidence de nombreuses fois.

Dans le cas de parcelles de betteraves et de pommes de terre, l'épandage des eaux de fabrication, même à des doses qui ne modifient pas la composition chimique du sol, peut provoquer un retard dans la maturation de ces végétaux et abaisser leur teneur en sucre ou en amidon, ce qui est un facteur évident de baisse de la qualité.

Dans le cas de betteraves (tabl. 2) cultivées sur la partie arrosée d'une parcelle, avec environ 200 mm d'eau, la teneur en potasse et en azote augmente considérablement par rapport à celle de betteraves cultivées sur la partie non-arrosée. La teneur en sucre diminue et passe de 16,5 à 15,8 p. 100 (prélèvement effectué le 30 septembre 1971).

TABLEAU 2

Influence de l'aspersion sur la composition du végétal

Résultats en p. 100 de matière sèche

	Organes	Déterminations	Non arrosé	Arrosé *
Betteraves	Feuilles	N	2,08	2,55
		P_2O_5	0,44	0,40
		K_2O	6,67	8,33
	Collets	N	2,18	2,32
		P_2O_5	0,45	0,51
		K_2O	2,33	3,18
	Racines	N	0,95	1,28
		P_2O_5	0,24	0,24
		K_2O	0,90	1,35
		Sucre	16,5	15,8
Pommes de terre	Fanes	N	1,19	1,83
		P_2O_5	0,24	0,22
		K_2O	0,22	4,44
	Tubercules	N	1,20	1,45
		P_2O_5	0,33	0,52
		KO_2	1,69	3,11
		Amidon	22,0	17,5

* Dose sur betteraves : 250 mm.
* Dose sur pommes de terre : 100 mm.

Dans le cas de pommes de terre (tabl. 2) où la partie arrosée de la parcelle a reçu environ 100 mm d'eau, les différences vont dans le même sens et la teneur en amidon passe de 22,0 p. 100 sur la parcelle non arrosée à 17,5 p. 100 sur la parcelle arrosée.

5. — DISCUSSION DES RÉSULTATS

Dans une perspective à court terme, il faut donc s'attendre à ce que la minéralisation très rapide de l'azote des eaux d'épandage soit le problème majeur posé par leur utilisation, en modifiant davantage les conditions de nutrition minérale du végétal que les conditions de sol.

Dans une perspective à long terme, si les doses d'eaux de fabrication ne sont pas judicieusement contrôlées, c'est l'enrichissement du sol en potasse échangeable et le déséquilibre du rapport K_2O/MgO qui risquent de poser des problèmes au niveau des équilibres minéraux des cultures.

La composition minérale des eaux d'épandage de féculerie permet de prévoir une réelle économie de fumure minérale si les épandages sont effectués d'une manière judicieuse.

A titre d'exemple, citons la fumure pratiquée dans le périmètre d'épandage d'une féculerie située à SCHROBENHAUSEN (R. F. A.) qui pratique l'aéro-aspersion depuis une dizaine d'années :

La dose d'aspersion est de 100 mm par passage, sur des sols très sableux, humifères, de pH = 5,8-6,5. En fonction de l'aspersion, la fumure minérale (exprimée en kg/ha) a été modifiée de la manière suivante, par rapport à une fumure normale :

	Cultures				
	Betteraves et maïs		Pommes de terre		Céréales (1)
	non arrosé	arrosé	non arrosé	arrosé	non arrosé
N	250	50	100	0	50
P_2O_5	200	150	90	50	60
K_2O	250	0	200	0	0

(1) Pas d'aspersion sur les parcelles destinées à recevoir des céréales.

Ces résultats ne sont pas directement transposables au périmètre étudié et l'expérimentation en cours vise à définir une politique des doses d'épandage et des fumures, tenant compte des assolements courants de Champagne.

6. — INCIDENCES SUR LES EAUX DE LA NAPPE

6. 1. — *Les résultats analytiques*

La qualité des eaux de la nappe est contrôlée périodiquement à l'aide de piézomètres implantés dans le périmètre d'aspersion et également sur puits : puits de

l'usine et puits communal. La coupe en travers de la vallée de la Somme, effectuée au niveau de la féculerie permet de les situer (fig. 6).

Les niveaux minimum relevés dans les différents piézomètres et puits se situent dans un même plan. On peut penser être en présence d'une même nappe phréatique située dans la craie fissurée. Les surfaces de cette nappe et de la Somme se trouvent pratiquement à la même cote. La nappe de la craie serait donc en équilibre avec celle de la rivière.

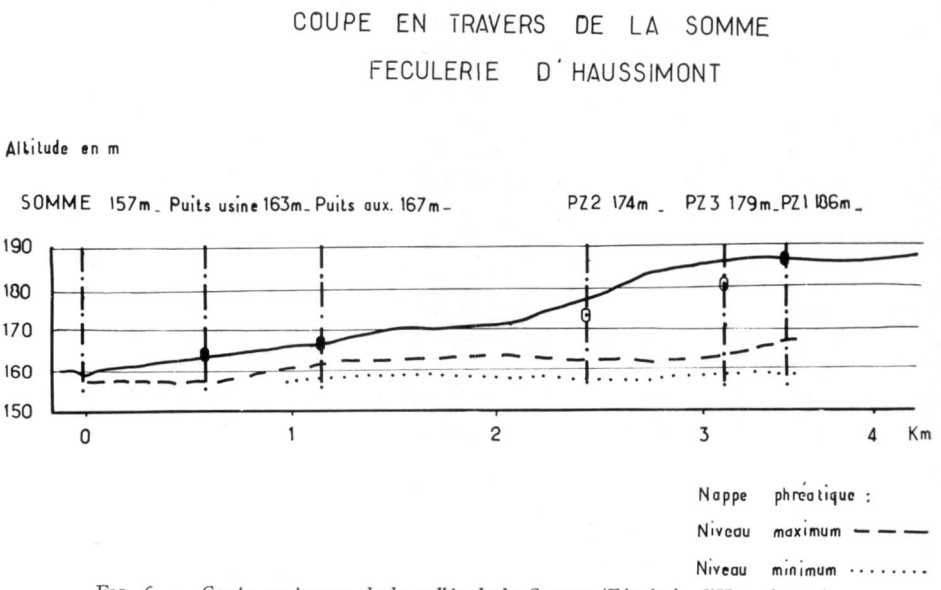


FIG. 6. — *Coupe en travers de la vallée de la Somme* (Féculerie d'Haussimont)
Situation des puits et piézomètres

Les contrôles sont effectués mensuellement pendant toute l'année et portent sur la détermination du pH, conductivité, alcalinité, oxydabilité au permanganate, azote ammoniacal et nitrique, sulfate, chlorures, sodium et potassium. Le choix de ces déterminations a été fait en fonction des caractéristiques chimiques des eaux d'épandage. Il faut noter que ces déterminations permettent seulement de constater l'absence de pollution importante, puisque l'on ne connaît pas le facteur de dilution apporté par la nappe phréatique elle-même.

Les déterminations présentent peu de variations au cours du temps à l'exception de certaines déterminations du piézomètre n° 1 :

— la réaction est alcaline : $7{,}2 \leqslant pH \leqslant 8{,}3$,
— la conductivité est moyenne : $0{,}28 \leqslant$ mmho/cm $\leqslant 0{,}62$, sauf pour le piézomètre 1 (fig. 7),
— l'oxydabilité est nulle, sauf pour le piézomètre 1 (fig. 8),
— l'alcalinité est normale $150 \leqslant HCO_3 \leqslant 311$ mg/l,
— azote nitrique : la teneur est faible $0 \leqslant N_{NO_3} \leqslant 4{,}5$ mg/l (fig. 9),
— l'azote ammoniacal est en quantité très faible inférieure à 1,0 mg/l de N, sauf pour le piézomètre 1 (fig. 10),
— sulfates : la teneur est faible $0{,}6 \leqslant SO_4 \leqslant 6{,}6$ mg/l,

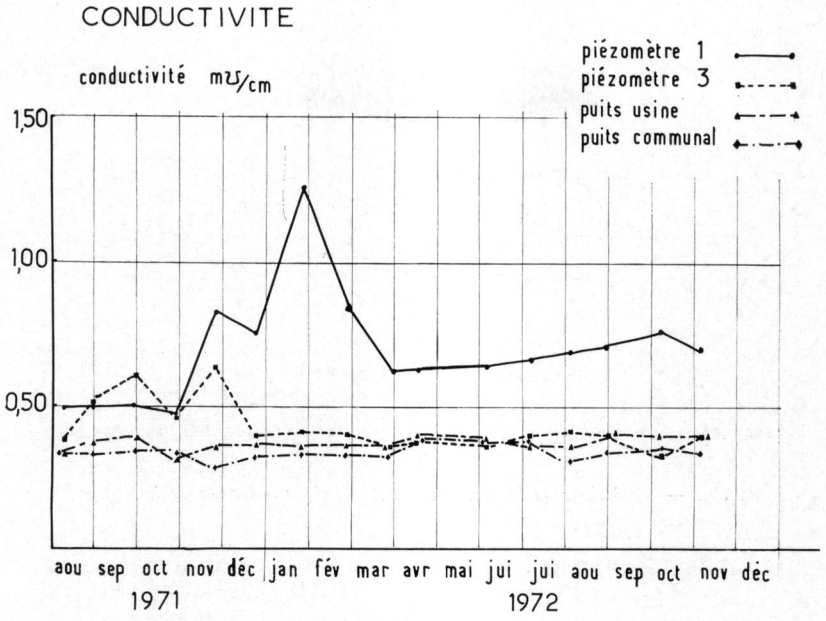


FIG. 7. — *Variations de la conductivité des eaux de la nappe*

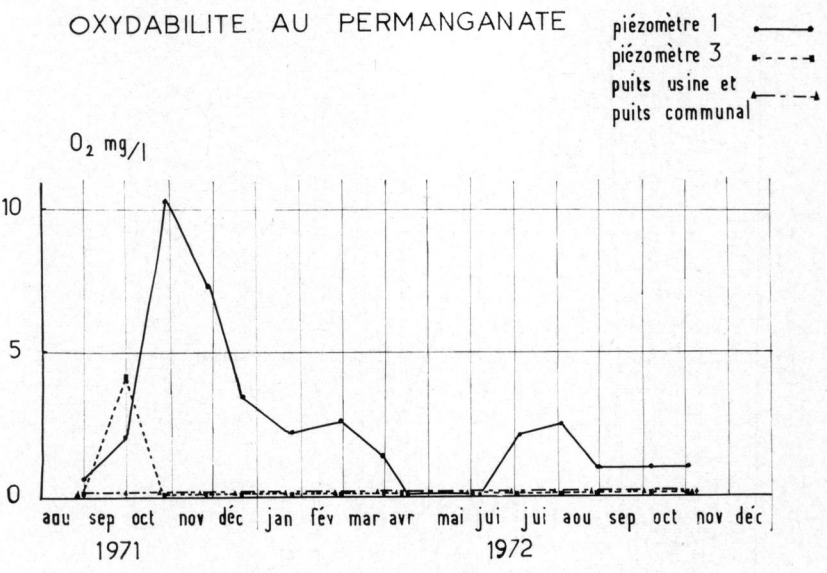


FIG. 8. — *Variations de l'oxydabilité des eaux de la nappe*

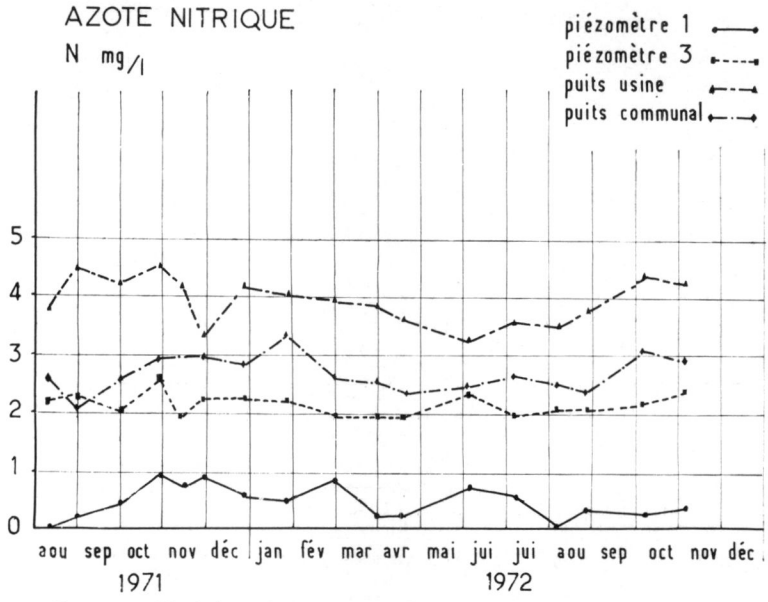


FIG. 9. — *Variations de la teneur en azote nitrique des eaux de la nappe*

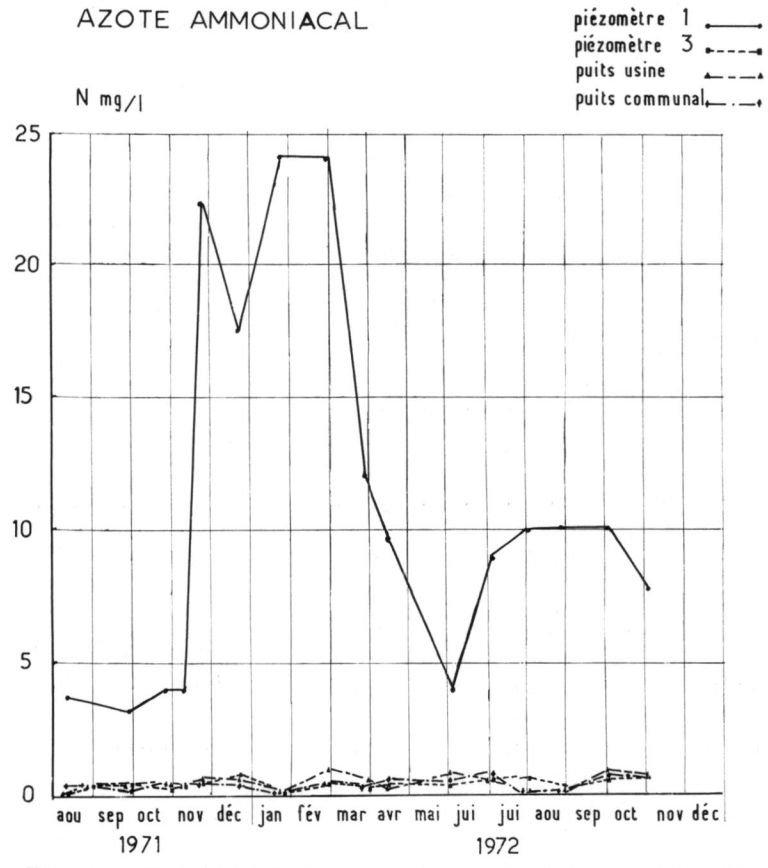


FIG. 10. — *Variations de la teneur en azote ammoniacal des eaux de la nappe*

— chlorures : la teneur est très faible $10,6 \leqslant Cl \leqslant 22,2$ mg/l,
— sodium : la teneur est faible $2,7 \leqslant Na \leqslant 4,8$ mg/l,
— potassium : la teneur est très faible inférieure à 2 mg/l de K, sauf pour le piézomètre 1 (fig. 11).

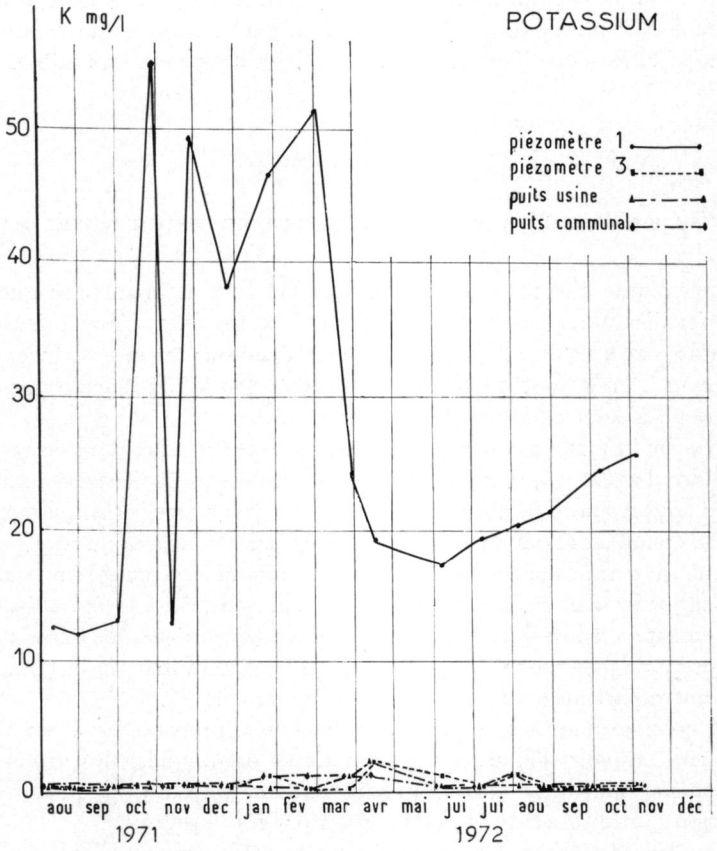


FIG. 11. — *Variations de la teneur en potassium des eaux de la nappe*

Pratiquement, au terme de la troisième campagne d'aspersion, l'ensemble des déterminations permet de dire que le sol a fonctionné comme système épurateur, si l'on excepte la zone située dans le voisinage du piézomètre 1, qui révèle des indices de pollution.

Cette constatation trouve son explication dans le fait que le piézomètre 1 est situé au voisinage d'un bassin de sécurité prévu pour recevoir les eaux de fabrication en cas d'incident sur l'installation d'aspersion. Les variations de l'oxydabilité et surtout de la potasse semblent indiquer que les eaux stockées dans ce bassin s'infiltrent très rapidement jusqu'au niveau de la nappe par les fissures de la craie.

Les paramètres à retenir comme indicateurs de pollution sont, dans ce cas précis, l'oxydabilité, l'azote ammoniacal, et le potassium.

6. 2. — *Conclusions partielles*

Ces résultats mettent en évidence l'absence de pollution lorsque les eaux d'épandage percolent au travers du matériau crayeux. Il y a possibilité de pollution lorsque l'infiltration se fait directement par les fissures de la craie. Il importe donc d'éviter toute situation qui aboutirait à mettre l'eau d'épandage en charge sur le terrain.

Enfin, la non-contamination à partir du piézomètre 1 des piézomètres 2 et 3, donne à penser que la vitesse de circulation des eaux de la nappe est très faible.

7. — CONCLUSIONS

Pour résumer l'ensemble de ces observations, on pourra retenir les faits suivants :

Avec un volume d'eaux résiduaires de 610 000 m³ pour une campagne, la masse d'éléments fertilisants apportés est de 380 t d'azote, 85 t d'acide phosphorique, 790 t de potasse et 67 t de magnésie. Si elle est épandue sur une surface de 800 ha, cela correspond à un apport de 480 kg/ha d'azote, 110 kg/ha d'acide phosphorique, 790 kg/ha de potasse et 85 kg/ha de magnésie.

Dans ces conditions, on conçoit facilement que ces épandages puissent provoquer un déséquilibre dans le sol, donc une alimentation déséquilibrée du végétal. Ce déséquilibre sera aggravé si la fumure d'entretien n'est pas adaptée en conséquence. Par contre, si les épandages sont effectués d'une manière judicieuse, la composition des eaux de féculerie permet de prévoir une réelle économie de fumure minérale.

Sur la nappe de la craie, il n'y a pas, jusqu'à présent, d'effet décelable. Pour qu'il continue à en être ainsi, il faut que la dose d'aspersion ne soit pas excessive, afin de permettre au sol de jouer son rôle épurateur, d'une part au plan de la pollution organique, et d'autre part au plan de la pollution minérale.

S'il est possible d'apporter au sol des quantités importantes d'eau tout en lui conservant son pouvoir d'épuration des matières organiques, il semble qu'il n'en soit pas de même pour la pollution minérale dont la limitation ne peut résulter que de la rétention par le sol et de la mobilisation par les végétaux.

La répartition des éléments minéraux dans le profil a montré que l'augmentation des teneurs en azote minéral et en potasse échangeable était négligeable pour une pluviosité de 80 mm. Par contre, lorsque la pluviosité atteint 200 mm, les teneurs en azote minéral et potasse échangeable atteignent respectivement 45 et 130 p.p.m. à 1,60 m de profondeur. Dans ces conditions, il est fort probable que les éléments minéraux non retenus par le complexe absorbant du sol et difficilement mobilisables par les végétaux, atteignent la nappe phréatique dans un délai plus ou moins long.

Les critères de rétention par le sol et de mobilisation par les végétaux devraient donc être retenus également pour déterminer la dose limite d'aspersion à ne pas dépasser.

Dans ces conditions, la connaissance aussi précise que possible de la composition et des propriétés des eaux résiduaires s'avère indispensable pour prévoir les conséquences de leur épandage sur le sol et les cultures.

Reçu pour publication en janvier 1974.

REMERCIEMENTS

Nous remercions vivement les Établissements P. Doittau pour le concours qu'ils nous ont apporté dans la réalisation de cette étude faite à leur demande.

SUMMARY

THE SPREADING OF STARCH INDUSTRY PROCESS-WATER BY AERIAL SPRAYING. THE STUDY OF THEIR COMPOSITION. INFLUENCE ON THE SOIL AND ON UNDERGROUND WATER

The application of aerial spraying of process-waters from a large starch industry situated in Champagne has necessitated research in the composition and properties of the process-water from an agronomical view-point and regular testing of the ground water in the spraying area.

The composition of the water shows the extent of mineral and organic deposits, in particular potassium (1 300 mg/l K_2O), organic carbon (1 200 mg/l C) and nitrogen (630 mg/l N).

Under these conditions, it is understood that spraying can easily cause an imbalance in the soil and consequently imbalanced plant nutrition. These risks are shown by studying the distribution of mineral elements in profiles that have received increasing amounts of process-water (0-80-200 mm). The greatest increases are in the mineral nitrogen and potassium contents for the 200 mm dose. With 80 mm spraying these increases are negligible.

Observations on plant-life have not so far shown any plant injury resulting from K_2O/MgO imbalance. On the other hand, the influence of excess mineral nitrogen has been shown many times.

It is highly probable that the mineral elements not retained by the absorbant complex or by plants eventually reach the ground water. In addition to the purifiying-capacity of the soil in relation to organic matter, this research shows that it is important to take into consideration the criteria of retention by the soil and mobilization by the plants, in order to determine the maximum spraying dose which must not be exceeded.

ZUSAMMENFASSUNG

AUSBRINGEN DER ABWÄSSER EINER STÄRKEMEHLFABRIK DURCH FELDBEREGNUNG. UNTERSUCHUNG VON DEREN ZUSAMMENSETZUNG. EINFLÜSSE AUF DEN BODEN UND AUF DAS GRUNDWASSER

Das Ausbringen der Abwässer einer bedeutenden Stärkemehlfabrik in der Champagne mittels Beregnung hat die Untersuchung der Zusammensetzung und der besonderen Eigenschaften der Abwässer vom agronomischen Gesichtspunkt aus sowie die periodische Prüfung des Grundwassers im Gebiete der Beregnung nötig gemacht.

Die Zusammensetzung des Abwässer zeight uns deutlich die Bedeutung der ausgebrachten anorganischen und organischen Stoffe, namentlich von Kali (1 300 mg/l K_2O), organischem Kohlenstoff (1 200 mg/l C) und Stickstoff (630 mg/l N).

Man versteht, dass unter diesen Umständen das Ausbringen solcher Abwässer leicht ein Ungleichgewicht im Boden hervorrufen kann, also eine unausgeglichene Ernährung der Vegetation. Diese Gefahr wird deutlich beim genaueren Betrachten der Verteilung der anorganischen Stoffe in Böden, welche seigende Mengen Abwasser erhalten haben (0-80-200 mm). Die bedeutendsten Zunahmen sind jene des Gehaltes an mineralischem Stickstoff und Kali bei einer Gabe von 200 mm. Bei einer Dosis von nur 80 mm sind diese Zunahmen unbedeutend.

Die Beobachtungen an der Vegetation haben bisher keine bedeutenden Einflüsse des Ungleichgewichtes K_2O/MgO auf die Vegetation erkennen lassen. Dagegen zeigte sich die Wirkung eines Ueberschusses an mineralischem Stickstoff verschiedene Male deutlich.

Sehr wahrscheinlich erreichen die weder durch den Absorptionskomplex noch durch die Vegetation festgehaltenen mineralischen Stoffe das Grundwasser nach einer mehr oder weniger langen Zeit. Wie diese Untersuchung zeigt, ist es deshalb wichtig, ausser dem Reinigungsvermögen des Bodens gegenüber dem organischen Material auch Kriterien für das Absorptionsvermögen des Bodens und die Aufnahmefähigkeit der Vegetation in Betracht zu ziehen, um die höchste noch zulässige Dosis zu bestimmen.

РЕЗЮМЕ

Орошение аэродождеванием с помощью сточных вод крахмальной промышленности. Изучение состава этих вод. Последствия этого орошения для почвы и для грунтовых вод.

Ж. МЮЛЛЕР.

Практическое применение аэродождевания сточными водами крупной фабрики картофельной муки, находящейся в Шампани, вызвало необходимость изучения состава и свойств этих вод, с агрономической точки зрения, и периодического контроля грунтовых вод в периметре подверженном дождеванию.

Анализ состава применявшихся сточных вод выявляет крупные количества минеральных и органических веществ приносимых ими в почву : например 1 300 мг/литр K_2O, 1 200 мг/литр органического углерода, 630 мг/литр азота.

Понятно, что в этих условиях, орошение может легко вызвать нарушение равновесия в почве, и значит неуравновешенное питание растений. Риск этот стал очевидным при изучении распределения минеральных элементов по профилю почвы получившей повышенные дозы сточных вод (0 — 80 — 200 мм). Увеличения содержания азота и калия были наиболее крупными в почве орошаемой дозой в 200 мм. При применении доз не превышавших 80 мм увеличения эти были незначительными.

Наблюдения проведенные над растениями не выявили до сих пор никаких растительных ненормальностей, вызванных отсутствием равновесия K_2O/MgO. И, напротив, не раз было отмечено влияние избыточных количеств азота.

Очень возможно, что минеральные элементы незадержанные поглотительным комплексом почвы, или растительностью, достигают грунтовых вод попрошествии более или менее длительного времени. Кроме очистительной способности почвы по отношению к органическим веществам, данное изучение доказывает насколько важно принятие во внимание критериев удержания органических и минеральных веществ почвой, и их мобилизации растениями, для определения предельных доз дождевания изучавшимися сточными водами.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 307-337.

L'ÉPANDAGE DES EAUX RÉSIDUAIRES DE SUCRERIES

G. CATROUX, J.-C. GERMON, F. HEITZ* et P. BIDAN**
avec la collaboration technique de Colette REPIQUET et Y. COUTON

Laboratoire de Microbiologie des Sols, I. N. R. A.,
B.P. 1540, 21034 Dijon Cedex

* *Groupement Technique des Sucreries,*
21, Avenue de l'Opéra,
75001 Paris

** *Station de Technologie des Produits végétaux, I. N. R. A.,*
B.P.1540, 21034 Dijon Cedex

RÉSUMÉ

La première partie du mémoire fait l'inventaire des problèmes d'eaux résiduaires en sucrerie, en détaillant les bilans matières et en analysant les circuits d'eau ; les possibilités d'épandage d'eaux de sucrerie sont présentées.

La seconde partie du mémoire donne les résultats obtenus en expérimentation. Il a été trouvé pour 14 usines un rejet soluble moyen par 1 000 tonnes de betteraves travaillées de 3 500 kg de DCO, 77 kg d'azote total et 7 à 8 kg de phosphore total. De plus, il a été mis en évidence une relation entre l'intensité du recyclage et le flux polluant, ce dernier diminuant quand le recyclage augmente. Des contrôles effectués sur des champs d'épandage, en utilisant des cases lysimétriques et des bougies filtrantes, semblent indiquer un rendement d'épuration par le sol de l'ordre de 80 à plus de 90 p. 100. En conclusion, l'épandage est comparé aux autres systèmes de traitement des eaux résiduaires.

I. — INTRODUCTION

En 1967, la pollution organique des Industries agricoles et alimentaires était estimée à environ 20 p. 100 de la pollution organique générale, et, parmi ces industries, l'industrie sucrière arrivait en seconde place après l'industrie des boissons (CASAYS et SURUN, 1967). Il était estimé que l'ensemble des sucreries françaises produisait une charge polluante totale de l'ordre de 3 600 000 équivalents/

habitants (1), cette charge polluante étant par ailleurs essentiellement biodégradable, donc ne présentant pas de risques d'accumulation dans le milieu naturel.

L'industrie sucrière est une industrie saisonnière qui a évolué ces dernières années dans le sens de la concentration. Alors que la France a compté jusqu'à plusieurs centaines de petites sucreries travaillant un tonnage journalier de quelques centaines de tonnes de betteraves, le nombre des sucreries n'est plus en France que de soixante-six environ se partageant un total annuel de l'ordre de $25 \cdot 10^6$ tonnes de betteraves par campagne.

L'élévation constante du coût de la main-d'œuvre, la difficulté de trouver des ouvriers saisonniers, l'élévation des prix de différents matériaux nécessaires à la marche des sucreries ont obligé à rechercher un rendement maximal des installations utilisées et un tonnage journalier traité toujours plus grand, ce qui s'est traduit par un nombre réduit de jours de travail (60 à 100 jours). Une sucrerie, à l'heure actuelle, ne paraît rentable que si elle travaille pendant 2 à 3 mois, d'octobre à décembre, une moyenne d'au moins 3 à 4 000 tonnes de betteraves par jour ; en dessous de ce tonnage, les frais fixes sont prohibitifs et la rentabilité des investissements est insuffisante.

Il résulte de cette situation que la charge polluante à évacuer se trouve concentrée dans l'espace et dans le temps ce qui rend impossible son rejet sans traitement dans le milieu naturel.

De plus, l'évolution de la mécanisation des travaux agricoles conduit à livrer aux sucreries des betteraves souvent souillées d'une forte proportion de terre. Ceci oblige les sucreries à évacuer des quantités de terre pouvant aller de 25 000 à 50 000 tonnes par an.

Face à ces problèmes, l'industrie sucrière a réduit considérablement ses besoins en eau en la réutilisant de façon poussée. Ensuite, pour réduire la pollution due à ses rejets, elle dispose schématiquement de trois classes de procédés : le stockage et l'autoépuration en bassins (ou lagunage), le traitement en station d'épuration et l'épandage.

Le stockage et l'autoépuration en bassins sont les procédés les plus employés. Ils permettent, moyennant l'installation et la surveillance de bassins de grande surface, 10 à 30 hectares par sucrerie, une autoépuration importante des eaux résiduaires entre deux campagnes (DEVILLERS, CURIS et LESCURE, 1970 ; DEVILLERS et LESCURE, 1971). Outre les risques d'infiltration et de rupture de digues, cette technique présente parfois l'inconvénient de produire de mauvaises odeurs lors de la phase anaérobie de l'évolution des matières organiques. Elle est tributaire des conditions climatiques et n'est efficace que pour des températures suffisantes (15°C). De plus, elle conduit à l'accumulation sur quelques hectares d'une épaisseur de plusieurs mètres de sol arable provenant de la culture de plusieurs centaines d'hectares.

(1) L'équivalent/habitant est une « unité de pollution » correspondant à la pollution produite pendant une année par l'habitant d'une agglomération de plus de 2 000 habitants. La charge polluante correspondante est estimée à 32,8 kg de matières en suspension et 20,8 kg de matières oxydables. Les matières oxydables sont définies par la formule :

$$\frac{DCO + 2\ DBO_5}{3}$$

où DCO = Demande Chimique en Oxygène de l'effluent ;
DBO_5 = Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours de l'effluent.

Le traitement en station d'épuration peut être réalisé soit en aérant les eaux résiduaires en bassins de terre par des turbines flottantes, soit en station d'épuration à boues activées (de VLETTER, 1972). La composition des eaux résiduaires de sucrerie est d'ailleurs favorable à une épuration poussée par boues activées sous réserve d'une addition d'azote et de phosphore. Il a même été proposé d'utiliser un procédé d'épuration dérivé des techniques de fermentation (REVUZ, 1971).

L'épandage, bien qu'imposant certaines contraintes, permet le retour aux sols agricoles de la terre et des éléments fertilisants apportés à l'usine avec les betteraves. Ce procédé est d'un fonctionnement assez économique quand les terrains s'y prêtent et ne présente pratiquement pas de risques de pollution accidentelle massive comme cela peut être le cas lors de la rupture d'une digue pour le stockage en bassins.

L'objet de cet article est de présenter dans une première partie les problèmes d'eaux résiduaires spécifiques à l'industrie sucrière française ainsi que les possibilités d'épuration de ces eaux par épandage.

La seconde partie sera consacrée à la présentation des résultats expérimentaux obtenus en matière d'évaluation du flux polluant des sucreries ainsi qu'en matière de contrôles effectués sur des épandages d'eaux résiduaires de sucreries.

Il sera tenté dans une troisième partie de résumer les avantages et les inconvénients de l'ensemble des procédés élémentaires d'épuration disponibles, ainsi que les possibilités d'association en systèmes d'épuration utilisant l'épandage.

2. — PREMIÈRE PARTIE : ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE DES PROBLÈMES D'EAUX RÉSIDUAIRES EN SUCRERIE ET DES POSSIBILITÉS DE L'ÉPANDAGE

2. 1. — *Les problèmes d'eaux résiduaires en sucrerie*

2. 11. *Le bilan matière dans les sucreries.*

Une sucrerie étant destinée à extraire du sucre de la betterave, son bilan matière se réduit le plus souvent à un bilan sucre, à savoir sucre présent dans la betterave et sucre obtenu sous forme cristallisée ou sous forme mélasse. La différence constitue les pertes en fabrication. La prise en charge, par le laboratoire de contrôle de l'usine, du sucre entrant en fabrication s'effectue à partir de betteraves lavées et découpées. Les pertes de sucre qui se produisent au cours du lavage et du transport hydraulique des betteraves depuis leur déchargement à partir des camions de transport jusqu'à leur rentrée dans l'usine dans la fabrication sont généralement inconnues. Ces pertes proviennent de la diffusion du sucre dans les eaux à partir des blessures superficielles des betteraves (de VLETTER, 1972) et constituent la majeure partie de la matière organique présente dans les eaux résiduaires, principalement dans les eaux dites boueuses.

Les betteraves sont livrées à proximité de l'usine avec une quantité appréciable de terre pouvant dépasser largement la moitié du poids des betteraves. Cette terre provenant des champs de culture sera lessivée par l'eau servant à véhiculer les betteraves jusqu'à la sucrerie et augmentera le flux polluant des eaux boueuses. Il en

est de même pour la pollution organique apportée par les herbes ou les feuilles dont la quantité peut représenter en poids plusieurs pour cent des betteraves travaillées.

Pour livrer à la consommation un sucre blanc cristallisé, une sucrerie est obligée de concentrer, après l'avoir épuré, le jus obtenu par diffusion à partir de la betterave. L'épuration nécessite des réactifs, en particulier du carbonate de chaux qui représente, à l'état sec, 5 p. 100 du poids de betteraves travaillées. La majeure partie de ce carbonate va se retrouver sous forme dite d'écumes à sec, c'est-à-dire contenant son propre poids d'eau et 30 p. 100 environ d'impuretés de la betterave (sels de potassium, matière organique azotée...).

L'utilisation de résines échangeuses d'ions régénérées au chlorure de sodium, ou, dans de rares cas, au chlorure de magnésium, est la cause de la présence de ces sels dans certaines catégories d'eaux résiduaires. Leur quantité peut correspondre à un millième du poids des betteraves.

Le reste des impuretés de la betterave va se retrouver soit dans la mélasse où elles représentent 35 p. 100 du poids de mélasse vendue, soit dans les pulpes rendues au cultivateur où elles représentent 10 p. 100 de leur poids dans le cas de pulpes humides et 20 p. 100 dans le cas de pulpes surpressées.

Ces quelques indications sont reportées dans la figure 1 qui résume les différents bilans matières des entrées et sorties d'une sucrerie.

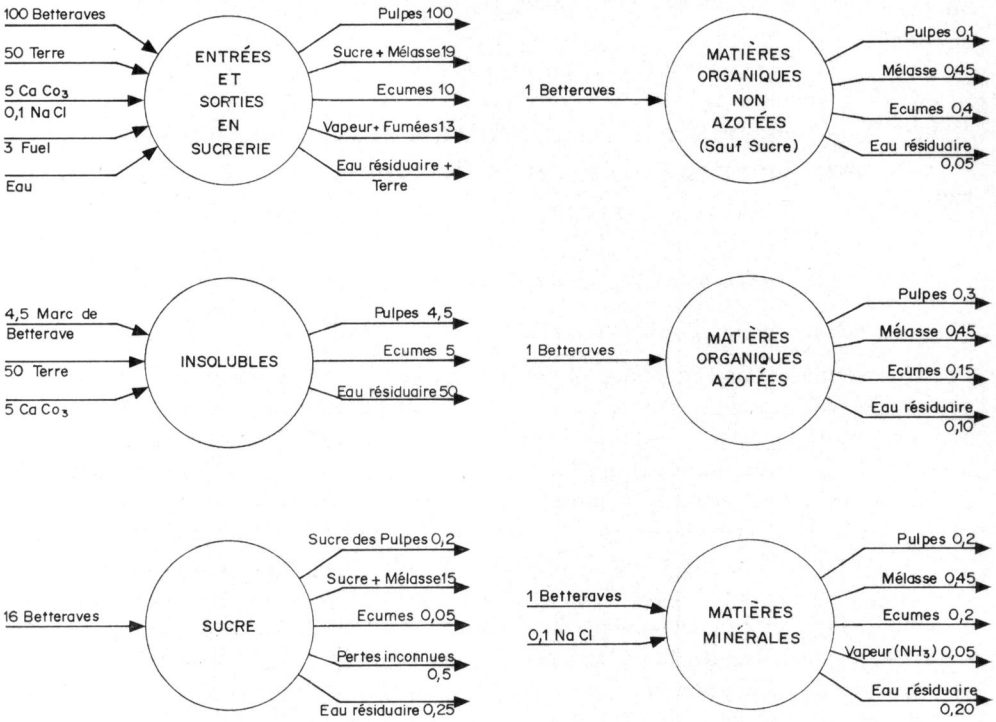


FIG. 1. — *Le bilan « Matières » en sucrerie*

Il a été indiqué, dans la mesure du possible, la ventilation des différentes impuretés de la betterave. Pour chiffrer les quantités mises en jeu, il a été admis que la betterave correspondait à la composition suivante :

	Pourcentage
Eau	76,5
Sucre	16
Impuretés insolubles	4,5
Cendres	1
Matières azotées	1
Matières organiques non azotées	1

Cette composition est rencontrée très approximativement dans les betteraves actuellement livrées par l'agriculture. Mais il ne faut pas oublier qu'il existe des écarts importants par rapport à ces chiffres soit d'une région à une autre, soit d'une année à une autre.

2. 12. *Les circuits d'eaux.*

Toute sucrerie est productrice d'un excès d'eau. En effet, si 100 est la quantité du poids des betteraves travaillées dans une sucrerie, il a été vu que la betterave apporte à l'usine environ 76,5 p. 100 de son poids en eau. Quand les pulpes sont surpressées, c'est-à-dire quand elles contiennent 20 p. 100 de matières sèches, le cultivateur qui reçoit ces pulpes évacue de l'usine une quantité d'eau représentant 20 p. 100 des betteraves travaillées. Or, l'eau de la mélasse représente 0,5 p. 100, et l'eau des écumes 5 p. 100 du poids des betteraves. Il y a donc production d'une quantité d'eau excédentaire représentant 51 p. 100 du poids des betteraves travaillées.

Autrement dit, dans le cas de pulpes surpressées, il y a, provenant de la condensation des vapeurs d'évaporation des jus, pratiquement la moitié du poids de betteraves travaillées sous forme d'eau chaude excédentaire. Cette eau ne contenant pratiquement que des gaz volatils, en particulier de l'ammoniac, peut servir à laver les betteraves, si elle est bien refroidie de façon à éviter une augmentation de dissolution du sucre à partir des blessures de la betterave.

Dans ces conditions, une sucrerie ne consommerait pas d'eau, mais elle ne disposerait pour le lavage et le transport des betteraves que de 0,5 m³ d'eau à la tonne de betteraves.

Or il a été mentionné que les betteraves arrivent à l'usine avec une importante quantité de terre. Si la sucrerie pratique l'épandage, elle évacuera cette terre hydrauliquement sous forme de suspension correspondant au mieux à des concentrations de 250 g/litre pour ne pas avoir de bouchage des tuyauteries d'évacuation si celles-ci sont un peu longues.

Avec une tare [1] de 33 p. 100, souvent rencontrée au cours des mois d'hiver humides pendant lesquels travaille une sucrerie, il faut, pour évacuer une quantité de terre égale à la moitié seulement de la quantité de betteraves travaillées, non pas 0,5 m³ d'eau, mais environ 2 m³ pour évacuer les 500 kg de terre correspondant à une tonne de betteraves. Il sera donc nécessaire de prévoir un appoint d'eau.

Si la sucrerie livre des pulpes humides à 10 p. 100 de matières sèches, elle ne disposera plus que de 0,2 m³ d'eau excédentaire à la tonne de betteraves pour évacuer les terres et non plus 0,5 m³. En plus, pour condenser les vapeurs provenant

[1] La tare est la quantité de terre contenue dans les betteraves livrées à la sucrerie, exprimée en pour cent du poids total betteraves + terre.

des jus, tout en maintenant le vide nécessaire à l'évaporation, il faut une colonne barométrique avec un gros apport d'eau froide. Si cette eau est refroidie par l'intermédiaire d'un réfrigérant atmosphérique, une partie des eaux s'évaporera sous forme de buées, qu'il faudra compenser par un appoint équivalent d'eau.

Enfin, pour refroidir un certain nombre d'appareils, la sucrerie a besoin d'une quantité d'eau froide qui ne sera dégradée que thermiquement. Cette eau puisée dans le milieu naturel y retourne aussitôt après refroidissement si nécessaire.

En résumé, dans le cas de l'épandage, et parce que des quantités importantes de terre sont livrées par la culture avec les betteraves, une sucrerie fera appel à un appoint d'eau froide extérieure puisée dans la rivière ou dans un forage.

Les figures 2 et 3 résument des situations rencontrées en sucrerie.

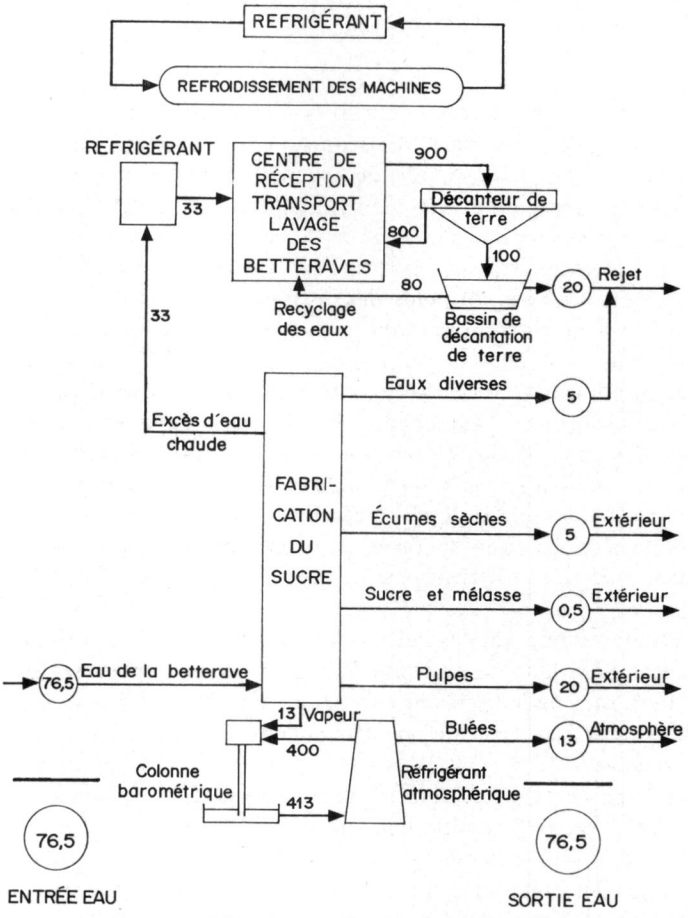


FIG. 2. — *Bilan des eaux d'une sucrerie type anglais*
(en m³ d'eau pour 100 t de Betteraves avec pulpes surpressées à 20 p. 100 de matière sèche)

La figure 2 correspond à un schéma théorique pratiqué en Grande-Bretagne (CRANE, 1967), avec l'utilisation de bassins pour stocker les terres et les eaux, et avec sécherie de pulpes, c'est-à-dire évacuation de pulpes surpressées. La figure 3 corres-

pond au cas réel d'une sucrerie pratiquant l'épandage et ne livrant que des pulpes humides à l'agriculture.

Malgré ces deux sujétions, ce dernier cas représente, pour une sucrerie, une des meilleures performances à l'heure actuelle en économie d'eau grâce à des recyclages extrêmement importants des différentes catégories d'eaux à l'intérieur de l'usine.

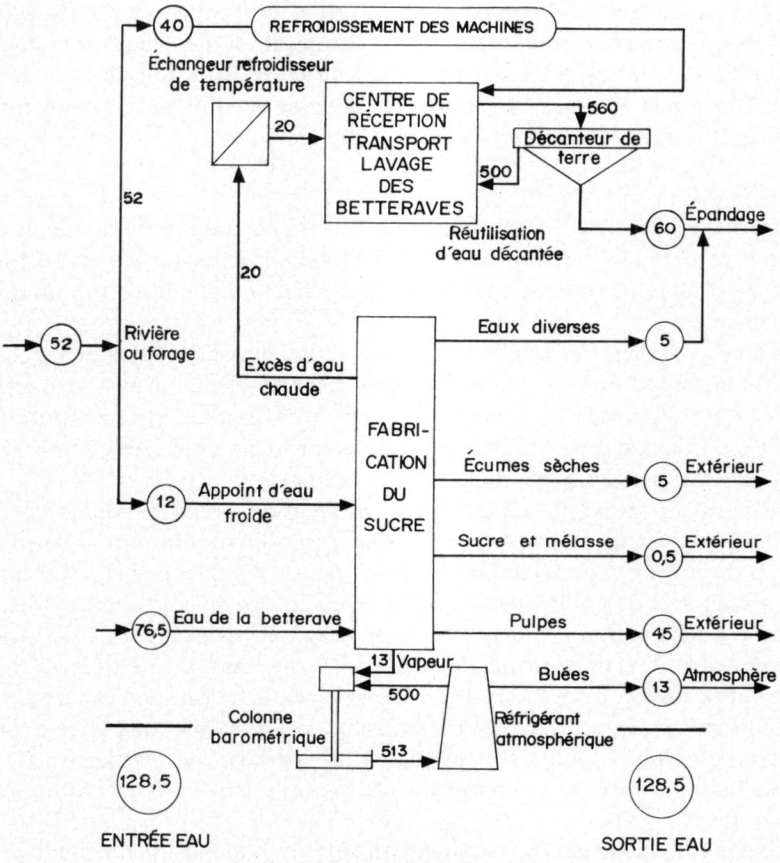


FIG. 3. — *Bilan des eaux d'une sucrerie*
(en m³ d'eau pour 100 t de betteraves ; faible tare ; pulpes humides à 10 p. 100 de matière sèche)

Les chiffres sont donnés en m³ pour 100 tonnes de betteraves travaillées. Pour des sucreries travaillant entre 4 000 et 10 000 tonnes par jour de betteraves, les débits en m³/h peuvent être calculés facilement et on constatera que les rejets d'eau varient entre 50 et 300 m³/h.

2. 2. — *Les possibilités d'épandage en sucrerie*

L'épandage des eaux résiduaires de sucrerie est utilisé depuis très longtemps, que ce soit pour des eaux décantées ou pour des eaux boueuses. Bien que l'utilisation du sol comme système épurateur ait déjà été décrite en détail (CATROUX, GERMON

et GRAFFIN, 1974), il est utile de rappeler comment le sol joue son rôle épurateur dans le cas des eaux de sucreries.

L'épandage des eaux résiduaires de sucreries se distingue des autres épandages par les grands volumes d'eau à évacuer entre octobre et décembre, et par le contenu de ces eaux en terre. Les quantités épandues sont habituellement comprises entre 100 et 500 mm, ce qui conduit presque obligatoirement à avoir un épandage percolant. Le sol joue alors les rôles suivants : filtration de l'eau, rétention d'eau et de matières dissoutes, adsorption, aération, décomposition des matières organiques par la microflore. C'est essentiellement au niveau de la filtration et de la rétention d'eau que l'épandage d'eaux résiduaires de sucreries est différent des autres épandages. Deux types d'épandage sont effectués :

2. 21. *L'épandage d'eau décantée.*

Cet épandage peut être effectué sur une culture en cours et notamment sur des prairies, par arrosage ou par ruissellement. Une telle méthode a été utilisée sur ray-grass et sur fétuque à la dose de 12 500 m^3/ha, soit une pluie de 1 250 mm apportée en trois semaines.

Lors d'un épandage sur fétuque, pour une DBO_5 moyenne épandue de 600 mg/l, la DBO_5 de la nappe prélevée dans des puits témoins est montée à 20 pendant la campagne et est retournée à 0,2 mg/l trois mois après la fin de la fabrication. Seule la teneur en K^+ de la nappe a augmenté régulièrement (il a été rejeté 5 t/ha pendant la campagne) (BIDAN et HEITZ, 1970).

Cette méthode demande moins de main-d'œuvre, nécessite moins de terrain, mais a l'inconvénient de nécessiter des bassins, pour éliminer la terre. Dans l'avenir, il est très possible que cette technique se développe en complément d'autres procédés comme l'autoépuration en bassins. En effet, dans le cas où une sucrerie dispose de bassins de capacité suffisante, il peut être envisagé un stockage de l'eau jusqu'aux périodes chaudes où l'agriculture demandera un appoint d'eau par aspersion ou ruissellement. L'intérêt de ce mode de rejet sera alors de fournir de l'eau à un moment où l'agriculture en manque, tout en utilisant le sol pour compléter l'épuration qui se sera produite spontanément dans les bassins de stockage. Il faudra néanmoins tenir compte de la concentration des sels par évaporation au cours du stockage.

Le danger d'adsorption du sodium augmentera donc puisque la conductivité de l'eau augmente.

2. 22. *L'épandage d'eaux non décantées.*

Ce procédé est plus intéressant puisque la sucrerie va utiliser ses eaux résiduaires pour transporter la terre qui sera épandue sur des superficies beaucoup plus importantes que dans le cas des stockages en bassin, restituant à l'agriculture la terre arable apportée à l'usine avec les betteraves. Il présente également l'avantage de pouvoir, après broyage, éliminer en partie les herbes et les radicelles récupérées sur les dégrilleurs et les tamiseurs à eau. On distingue l'épandage par aspersion et l'épandage par ruissellement en champs billonnés.

L'épandage par aspersion a été utilisé pendant longtemps, en distribuant l'eau sur les terrains par des canons qui sont déplacés régulièrement. Il est nécessaire de procéder à un tamisage des eaux boueuses après décantation, afin d'éliminer les

corps pouvant boucher les buses. Cette aspersion a effectivement été pratiquée avec un débit d'eau de 60 m³ à l'heure, contenant 300 g/l de terre. La surface arrosée était d'un ha/jour, soit 80 à 100 ha par campagne. La hauteur d'eau apportée était d'environ 15 à 20 cm et la quantité de terre représentait une hauteur de 2 à 3 cm. L'eau n'était envoyée que tous les 3 ans sur le même terrain (BIDAN et HEITZ, 1970). Ce système présente plusieurs inconvénients : le débit d'eau est limité par la grosseur des buses, l'usure de ces buses est importante, le terrain est battu par l'aspersion ce qui contribue, avec le dépôt des boues, à diminuer rapidement sa perméabilité. L'eau boueuse peut alors ruisseler sur le terrain et même déborder de celui-ci. En s'accumulant dans les parties basses du terrain, la boue rend le labour très difficile après l'épandage. De plus, avec des eaux résiduaires fortement polluées, le risque de bouchage des buses est important et les pertes de charge augmentent.

L'épandage par ruissellement en champ billonné a été décrit en détail récemment (GRAS et MORISOT, 1973). Il demande une préparation soignée du terrain : afin que le ruissellement soit efficace, il faut disposer de terre en légère pente, le tracé des courbes de niveau est fait avec précision par un géomètre par exemple, et les billons sont tracés à la charrue sur les courbes de niveau à une distance variant de 100 à 150 cm. Deux techniques sont possibles. Dans un cas, l'eau boueuse est amenée au point haut et on la fait circuler par débordement, de billon en billon. Les parois de ceux-ci se colmatent assez rapidement, de sorte que l'eau boueuse s'écoule de plus en plus lentement et les sédiments se déposent progressivement jusqu'à remplir les billons. Ces dépôts peuvent rester saturés d'eau de quinze jours à un mois et sont le siège de fermentations anaérobies des matières organiques apportées. Les fermentations ne produisent pas d'odeurs assez fortes pour entraîner de nuisances comme c'est le cas pour certains stockages en bassins. La figure 4 montre l'aspect

FIG. 4. — *Épandage d'eaux boueuses de sucrerie par ruissellement en champ billonné*
(billons en cours de remplissage)

d'un champ en cours d'épandage alors que la figure 5 montre un champ après épandage lorsque les billons sont remplis de sédiments apportés par les eaux boueuses.

Dans un autre cas, un réseau de canalisations permet de quadriller le terrain. L'épandage s'effectue en commençant par la partie basse du terrain en remontant au fur et à mesure de l'engorgement des billons. Cette technique permet de mieux rester maître des quantités d'eau et de terre apportées localement. Elle nécessite une plus grande surveillance du chantier d'épandage puisque les parties basses du terrain ayant déjà reçu l'eau boueuse, ne peuvent plus arrêter les eaux en excès qui peuvent ruisseler jusqu'au point bas.

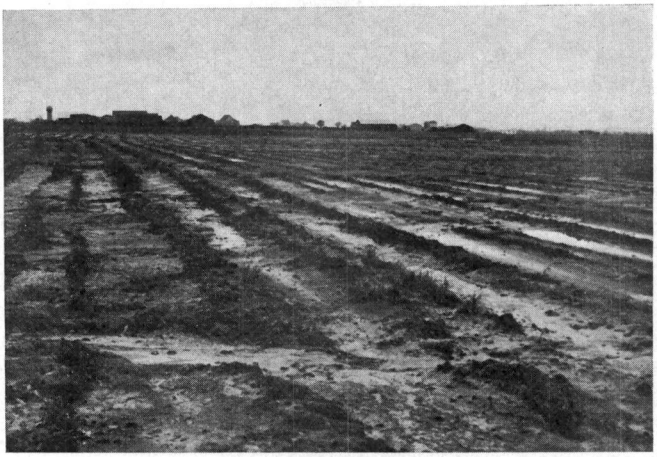


FIG. 5. — *Épandage d'eaux boueuses de sucrerie par ruissellement en champ billonné* (aspect du champ d'épandage après ressuyage des sédiments)

Dans tous les cas, il y a un classement de la terre apportée avec cette méthode, c'est-à-dire que les éléments les plus grossiers de la boue se déposent près des bouches, alors que les éléments fins se déposent plus loin dans les billons. Le mélange des sols est réalisé par un labour perpendiculaire aux courbes de niveau. Le mélange peut être important dès la première année ; au bout de trois ans, on distingue peu la terre apportée de la terre en place. A titre d'exemple, trois hommes sont nécessaires pour assurer l'épandage de 4 200 m³/ha de boue à 300 g/l à raison de 100 m³ à l'heure. L'eau n'est apportée que tous les 3 ans au même endroit. L'agriculture et l'industrie paraissent favorables à ce procédé (BIDAN et HEITZ, 1970).

On peut réaliser ainsi un apport de 1 000 tonnes de terre à l'hectare (environ 7 cm), 420 mm d'eau en une seule fois, 13 à 16 tonnes de matières organiques à l'hectare sous forme soluble et au moins autant sous forme de matières en suspension. Dans le cas de l'épandage des eaux boueuses, les quantités de matières fertilisantes apportées sont, par hectare, de l'ordre de 150 à 200 kg d'azote, 50 à 100 kg de P_2O_5 et jusqu'à une tonne et plus de potassium et une tonne et plus de sodium.

La présence de cations, principalement du sodium, en quantité notable dans les eaux résiduaires de sucrerie n'est pas une caractéristique propre à l'industrie sucrière (GRAS et MORISOT, 1973). On peut craindre une dégradation de la structure des sols irrigués avec de telles eaux. Pour l'échantillon d'observations dont on dispose à la suite de cette étude, il n'a pas été constaté de dégradation de la structure. Il n'en demeure pas moins qu'il faut être extrêmement prudent dans ce domaine, le danger de salinité dépendant de la technologie par l'intermédiaire de l'effluent

(couple résistivité-RAS, teneur en matière organique) et des propriétés du sol (teneur en calcaire, nature des argiles).

La remise en culture des terrains d'épandage s'effectue pour le printemps suivant, en labourant le plus rapidement possible après l'épandage, lorsque le sol s'est ressuyé ou à l'occasion des premiers gels. Ce labour aura comme rôle de bien mélanger au sol les éléments apportés par l'épandage, mais aussi de réaérer le mélange, en supprimant ainsi l'évolution anaérobie des matières organiques observée dans les sillons.

L'épandage d'eaux de sucrerie, compte tenu de la préparation du terrain, se fera plus facilement sur un terrain cultivé l'année précédente en blé ou colza, plus rarement en maïs. Les cultures qui suivent seront obligatoirement des cultures de printemps. Parmi les cultures pouvant suivre un épandage, celle du maïs est souvent pratiquée compte tenu de sa tolérance aux écarts de fumure et de la possibilité d'utiliser des désherbants très efficaces pour lutter contre les adventices dont les graines ont été apportées par les eaux. La betterave peut aussi être cultivée après un épandage d'eaux boueuses de sucreries, bien qu'il ait été signalé une diminution de la richesse saccharine (GRAS et MORISOT, 1973). Dans d'autres cas, les levées ont été plus précoces, et la quantité de sucre produite à l'hectare a été plus élevée que dans les parcelles témoins. Néanmoins, comme il s'agissait d'une saison sèche, cet effet peut être attribué à l'humidité plus forte des terrains ayant reçu des eaux usées.

Les eaux épandues contiennent une grande partie des graines d'adventices apportées à l'usine en même temps que les betteraves, mais il ne semble pas que cela pose de problèmes importants dans la culture suivant l'épandage avec les désherbants dont on dispose actuellement.

Pour sa réalisation pratique, l'épandage d'eaux boueuses exige un investissement assez important. Il faut pouvoir contrôler les doses d'eau épandues et leur répartition régulière sur le terrain, ce qui n'est pas toujours facile à réaliser, et irriguer des champs situés à plusieurs kilomètres de l'usine avec des dénivellations à franchir qui peuvent être de 30 mètres et plus.

En général, l'usine possède, dans les zones propices à l'épandage, un réseau primaire enterré ou non, de canalisations de diamètre suffisant (100 à 200 mm) lui permettant, grâce à des ouvrages d'art, de franchir certains obstacles comme les routes, les chemins de fer, les voies naviguables, etc.

A chaque campagne, en fonction du choix du terrain, un réseau secondaire de canalisations de plus faible section et rapidement démontable est disposé suivant différentes lignes de niveau. Le pompage au moyen d'un groupe centrifuge toujours équipé d'un groupe de secours, s'effectue directement à partir des boues épaissies grâce à l'utilisation d'un décanteur mécanique à fond raclé ou d'hydrocyclones situés dans l'usine ou à proximité immédiate. L'eau décantée peut ainsi être immédiatement réutilisée par l'usine.

Il faut disposer de plusieurs canalisations installées permettant de passer instantanément d'un terrain à un autre en cas d'incident, avarie de pompes, bris de tuyauterie ou bouchages. Cette solution est bien préférable à celle d'un bassin de secours.

L'exploitation d'un réseau d'épandage est conditionnée par le souci d'éviter les bouchages. C'est la raison pour laquelle la réincorporation des herbes et radi-

celles ne peut s'effectuer qu'après broyage. De même, la terre véhiculant toujours des graviers, il est nécessaire de maintenir une vitesse suffisante d'au moins 1,50 m à 1,80 m par seconde dans les tuyauteries. Le prix de revient du réseau d'épandage dépendant beaucoup du diamètre des tuyauteries, il y a un compromis à trouver en fonction des accidents du terrain ; une tuyauterie de trop faible section entraînant une perte de charge telle que la pression de refoulement peut devenir prohibitive. Il faut alors envisager des groupes auxiliaires de pompage sur le terrain ou augmenter le diamètre des tuyaux tout en maintenant une vitesse suffisante. C'est un problème à résoudre pour chaque cas particulier.

Bien que ce mode de rejet soit pratiqué depuis plusieurs dizaines d'années, et quelques fois presque 100 ans, sans qu'il soit signalé de pollution des nappes, il faut disposer d'un terrain d'une épaisseur suffisante, au moins un mètre selon KRAMMER (1960) et dont le coefficient de perméabilité ne soit pas trop important.

Néanmoins, il faut remarquer que dans le cas d'épandage d'eau non décantée, les terres apportées avec l'eau forment un sédiment sur le fond et les parois des billons. En réalité, c'est ce sédiment très peu perméable qui impose très vite le régime hydraulique de percolation de l'eau. Il est aussi observé une diminution importante de la perméabilité et une partie des produits apportés se trouve retenue avec l'eau dans ce dépôt.

Les moyens dont on dispose pour contrôler les épandages ont déjà été décrits par ailleurs (CATROUX, GERMON et GRAFFIN, 1974). Il y a essentiellement l'étude des sols d'épandage, les études en cases lysimétriques et les prélèvements d'eau dans le sol à l'aide de bougies filtrantes.

Bien qu'elles ne permettent pas de faire des bilans, les études de sols d'épandage mettent bien en évidence les modifications physico-chimiques des sols et donnent des indications précieuses sur l'entraînement en profondeur de matières organiques et de sels. Ainsi, au cours d'une telle étude (BÉTREMIEUX et DARTHOUT, 1972), il a pu être constaté des modifications importantes du sol, notamment la fixation importante de magnésium et plus modérée de potassium aux dépens du calcium, lequel se trouve pourtant abondamment dans l'eau épandue.

Ce type d'étude permet de suivre la fertilité du sol, mais il doit être complété par des contrôles sur la qualité de l'eau percolante, et seules des études en cases lysimétriques ou avec des bougies filtrantes permettront de fixer, pour différents types de sols, la dose maximale d'apport compatible avec le maintien de la qualité de l'eau des nappes phréatiques. Actuellement, peu d'études de ce type ont été réalisées et seul KRAMER (1960) a donné des indications précises sur l'épuration des eaux résiduaires de sucreries. Cet auteur indique une épuration pour la matière organique variant, pour un mètre de profondeur de sol traversé, de 75 p. 100 en DBO_5 pour 4 épandages de 450 mm jusqu'à près de 90 p. 100 en DBO_5 pour 4 épandages de 150 mm. L'épuration variant avec le type de sol, l'épaisseur traversée, il conviendra, par des études préalables, de déterminer les doses à épandre ainsi que la fréquence avec laquelle on peut épandre à nouveau sur le même terrain. Pour compléter le peu de données de la littérature concernant l'épandage d'eaux de sucreries, nous avons été conduits à mettre en place plusieurs expérimentations pour contrôler l'efficacité épuratrice du sol dans les épandages.

3. — DEUXIÈME PARTIE : EXPÉRIMENTATION

3. 1. — *Matériel et méthodes*

3. 11. *Analyse des échantillons d'eaux résiduaires.*

a) *Prélèvements sur le circuit d'eau des usines.*

Des prélèvements hebdomadaires ont été effectués par les usines durant ces dernières années aux deux points suivants du circuit d'eau :

— évacuation d'eau résiduaire, soit vers des bassins, soit à l'épandage,
— retour d'eau résiduaire décantée vers l'usine dans le cas d'un recyclage.

Les prélèvements dans les cases lysimétriques et dans les bougies filtrantes ont été effectués le plus souvent par des techniciens des usines et traités comme les prélèvements d'eaux résiduaires.

Les échantillons d'eau sont prélevés, stabilisés par addition de chlorure mercurique (1 g par litre) pour une partie, par addition d'acide sulfurique concentré jusqu'à pH = 1 pour une autre partie, et expédiés par poste au laboratoire pour analyse (1). Les traitements de stabilisation ont pour but de limiter l'évolution des échantillons pendant le transport. Les échantillons sont congelés à — 18°C à leur réception.

Au moment de l'analyse, les échantillons sont décongelés et homogénéisés par un traitement de deux minutes avec une sonde à ultra-sons. Les fractions prélevées pour analyse représentent donc bien l'échantillon de départ. Les analyses n'ont porté que sur des échantillons filtrés ou décantés à l'usine.

b) *Techniques d'analyse.*

La demande chimique en oxygène (DCO) a été mesurée à l'aide d'un analyseur à flux continu (Technicon methology, 1969). Cette technique qui diffère de celle préconisée par l'AFNOR (AFNOR, 1969) par un temps de minéralisation beaucoup plus court, donne cependant pour les eaux de sucrerie, des résultats comparables. Cette méthode a été préférée à la méthode AFNOR parce qu'elle permet de traiter plus rapidement un grand nombre d'échantillons.

L'azote total et le phosphore total ont été déterminés à l'aide d'un analyseur à flux continu après minéralisation à 250°C par un mélange d'acide sulfurique et d'acide perchlorique en présence de sélénium comme catalyseur. L'azote ammoniacal formé est dosé après minéralisation par la réaction de Berthelot et les ions phosphates par réaction avec le molybdate d'ammonium.

Analyse des cations. Les analyses de cations ont été effectuées par le Laboratoire d'Analyses des sols d'Arras I. N. R. A.

Les échantillons d'une première campagne ont été analysés chaque semaine directement après centrifugation, alors que les échantillons de la campagne suivante ont, au préalable, été réduits en cendres, afin d'éviter d'éventuelles interférences dues à la présence de grandes quantités de matières organiques. Dans ce cas, les analyses ont été effectuées au début, au milieu et en fin de campagne.

Estimation des rejets des usines. A partir de résultats d'analyse obtenus, et connaissant les débits d'eau évacuée et recyclée, il est possible d'estimer le rejet de matières polluantes et de matières fertilisantes selon l'un des trois modes de calcul qui suivent :

a) Lorsqu'il n'y a pas recyclage des eaux de transport : le rejet polluant pour la campagne est obtenu en faisant la somme des rejets obtenus en multipliant le débit d'eau par la concentration en matière polluante ou fertilisante trouvée chaque semaine dans l'eau résiduaire évacuée (9 usines).

b) Lorsqu'il y a recyclage des eaux de transport à partir de bassins de décantation, deux cas se présentent à l'analyse :

— soit la concentration en matière polluante ou fertilisante diminue dans le bassin (3 usines) et on obtient une estimation du rejet total en additionnant les rejets hebdomadaires par la formule :

$$\text{rejet} = \left[\begin{pmatrix}\text{débit hebdomadaire}\\ \text{évacué}\\ \text{de l'usine}\end{pmatrix} \times \begin{pmatrix}\text{concentration}\\ \text{dans}\\ \text{l'eau évacuée}\end{pmatrix}\right] - \left[\begin{pmatrix}\text{débit}\\ \text{hebdomadaire}\\ \text{recyclé}\end{pmatrix} \times \begin{pmatrix}\text{concentration}\\ \text{dans}\\ \text{l'eau recyclée}\end{pmatrix}\right]$$

(1) Laboratoire de Microbiologie des Sols, I. N. R. A., Dijon.

— soit la concentration en matière polluante augmente entre l'eau évacuée et l'eau recyclée (cas de rejets de matières décantables fermentescibles ou de fermentation d'herbes dans les bassins) et dans ce cas (2 usines), l'expérience a montré que l'on ne pouvait pas appliquer la formule précédente. On a estimé que le rejet total serait approché en additionnant les rejets hebdomadaires donnés par la formule :

$$\text{rejet hebdomadaire} = \left[\begin{pmatrix}\text{débit}\\ \text{hebdomadaire}\\ \text{évacué}\end{pmatrix} - \begin{pmatrix}\text{débit}\\ \text{hebdomadaire}\\ \text{recyclé}\end{pmatrix}\right] \times \left[\frac{\begin{pmatrix}\text{concentration}\\ \text{eau évacuée}\end{pmatrix} - \begin{pmatrix}\text{concentration}\\ \text{eau recyclée}\end{pmatrix}}{2}\right]$$

3. 12. *Analyses des sols.*

Les analyses de sol ont été effectuées par le Laboratoire d'Analyses des Sols d'Arras. Les caractéristiques des deux sols étudiés sont données dans le tableau 1.

TABLEAU I

Caractéristiques des sols étudiés

	Sol Mb			Sol Dv
	0-20 cm	20-40 cm	60 cm	0-20 cm
Granulométrie (‰) (mm) :				
0,002	252	244	277	395
0,020	299	289	288	255
0,050	355	386	383	195
0,100	43	41	39	120
0,200	16	13	6	
0,500	15	12	5	35
1,000	10	8	1	
2,000	10	7	1	
Matières organiques (‰)	18,4	13,0	5,5	21,4
Carbone organique	10,7	7,6	3,2	12,45
Azote Kjeldahl	1,26	0,99	0,58	1,3
pH eau	8,1	8,1	8	7,8
Calcaire total (‰)	272	185	9	9,5
Capacité d'échange meq pour 100 g)	10,6	10,6	14,4	25,4
Cations échangeables (meq pour 100 g) :				
Ca	40,2	40,3	33,8	24
Mg	0,31	0,31	0,33	0,85
K	0,29	0,27	0,41	0,49
Na	0,08	0,09	0,07	0,06
P_2O_5 assimilable (‰) (Joret Hébert)	0,35	0,36	0,18	0,22
Humidité équivalente (%)	29,6	29,5	29,1	25,8

3. 13. *Mise en place et utilisation des cases lysimétriques.*

Deux types de cases lysimétriques ont été utilisés :

— soit la case lysimétrique remplie avec un sol reconstitué,
— soit la case lysimétrique construite autour du sol en place.

Dans les deux cas, l'écoulement de l'eau n'était pas libre.

a) *Case lysimétrique avec sol reconstitué.*

Les cases lysimétriques utilisées étaient constituées d'une cuve cylindrique à fond conique, le prélèvement d'eau s'effectuant en pompant directement dans le fond de la case qui réserve un volume libre au moins égal à 150 litres afin d'empêcher que l'eau ne s'accumule au-dessus de la limite supérieure du fond drainant et ne perturbe la dynamique de l'eau dans la couche de sol. Ce réservoir était vidé à chaque prélèvement. Le volume de sol contenu dans la case était de l'ordre d'un m^3 avec une épaisseur de sol traversée de un mètre. Deux modèles voisins de cette case ont été utilisés :

— soit une case dont les parois verticales s'arrêtent à 30 cm de la surface du sol et qui permet le passage de la charrue ;
— soit une case dont les parois verticales s'élèvent à 30 cm au-dessus du niveau du sol.

Le deuxième modèle doit être préféré en sucrerie, étant donné les difficultés que l'on peut avoir à estimer correctement la quantité d'eau apportée à un endroit précis du champ d'épandage.

Les cases lysimétriques sont installées dans les champs d'épandage même et remplies sous eau, avec les différents horizons de sol que l'on aura pris soin de séparer lors du terrassement. Le ressuyage du sol dépend du type de sol et peut demander de 2 à 20 jours, et l'on ne retrouve un sol à l'équilibre qu'après plusieurs mois, voire un an.

b) *Case lysimétrique avec sol en place.*

Les cases lysimétriques ont été installées en procédant comme suit :

— une première fouille est faite sur environ deux mètres de profondeur de façon à mettre à nu un profil de sol bien vertical d'au moins 1,50 m de haut ;
— une sape est creusée sous le profil et un casier draînant, constitué de tôle d'acier, d'une profondeur d'un mètre est enfoncé dans la sape de manière à soutenir le monolithe que l'on va isoler. Une première paroi verticale est immédiatement soudée au casier et la fouille est remblayée ;
— on réalise une nouvelle fouille parallèle à la première à un mètre de distance et l'on dresse aussi correctement le profil en mettant à jour le fond du casier draînant ;
— la deuxième paroi métallique est alors soudée au casier ;
— on procède de la même manière pour les deux autres côtés.

L'ensemble des opérations exige l'utilisation d'un engin de terrassement et l'intervention de chaudronniers qualifiés. Cela permet d'obtenir un bloc de sol d'un à deux m^3 selon la longueur du dispositif. On a tenté d'étancher la jonction entre le sol et les parois métalliques par injection d'un mortier très liquide. Cette opération n'est efficace que momentanément, des fissures réapparaissant très généralement après quelques mois.

Les prélèvements d'eau s'effectuaient, comme pour les lysimètres reconstitués, en pompant directement dans le casier filtrant, lequel était vidé à chaque prélèvement.

3. 14. *Mise en place et utilisation des bougies de prélèvement.*

Ces bougies sont construites à partir de bougies de porcelaine poreuse ayant un diamètre moyen de pores de 3 microns. Ces bougies sont collées sur un tube de chlorure de polyvinyl de diamètre de 3,2 cm et de 130 cm de long.

Ces bougies, enfoncées dans un sol humide bien tassé, peuvent être mises sous vide, tiennent le vide, mais ne permettent, en première approximation, de prélever l'eau que si le sol est à une humidité supérieure ou égale à la capacité de rétention.

La bougie est mise en place au champ de la façon suivante :

— un trou de sonde de diamètre de 8 cm est effectué jusqu'à un mètre environ, chaque horizon de terre (de 20 cm) étant stocké séparément ;
— la bougie est mise en place, et chaque horizon, après « émiettement » est remis en place et tassé à l'aide d'un tube qui peut coulisser autour de la bougie. On obtient de cette façon un sol « reconstitué » de 2 à 3 cm autour de la bougie.

On peut donc considérer grossièrement que l'on est dans les conditions se rapprochant de celles d'un sol en place, ou tout au moins peu perturbé comparé à celui des cases lysimétriques.

Les prélèvements sont effectués en mettant la bougie sous vide (60 cm de Hg) à l'aide d'une réserve de vide ou d'une pompe à vide manuelle. La bougie est laissée sous vide de 2 à 6 heures et le vide étant cassé, on recueille par aspiration le liquide ayant filtré à travers la bougie.

L'efficacité de ces bougies a, par ailleurs, été éprouvée au laboratoire à l'aide du dispositif suivant :

Dans le fond d'une colonne cylindrique en chlorure de polyvinyle de 25 cm de diamètre, sont disposés successivement un tampon de laine de verre sur l'orifice d'écoulement, une couche de sable de 5 cm, et une couche de 5 cm d'un sol argilo-limoneux prélevé dans la région de Dijon dans l'horizon 0-20 cm séché à l'air et tamisé à 2 mm (sol référence Dv). Une bougie identique à celles utilisées dans les terrains d'épandage est mise en place à ce niveau, et la colonne est remplie du même sol sur une hauteur de 1 mètre. Ce dispositif permet de prélever dans la bougie une eau théoriquement semblable à l'eau reccueillie par draînage.

Le dispositif a été alimenté par une solution contenant par litre : saccharose 1,78 g, NH_4NO_3 0,29 g, K_2HPO_4 0,074 g et d'une DCO de 2 000 mg par litre, à raison de 210 ml par heure, soit avec une vitesse d'infiltration de 4 mm par heure, pendant 10 jours.

Le même dispositif a ensuite été alimenté par une solution contenant par litre : saccharose 8,9 g, NH_4NO_3 0,95 g, K_2HPO_4 0,37 g et d'une DCO de 10 000 mg par litre, soit cinq fois plus concentrée que la précédente. Des prélèvements ont été effectués chaque jour en recueillant l'eau percolante durant les trois heures qui précédaient et les cinq heures qui suivaient un prélèvement effectué à l'aide de la bougie.

Les résultats obtenus n'ont pas permis de mettre en évidence de différences significatives ($P = 0,05$) entre la DCO d'un prélèvement effectué à l'aide de la bougie et la DCO de l'eau récoltée, soit trois heures avant, soit cinq heures après ce prélèvement. Bien qu'elles paraissent plus importantes pour la deuxième étape de l'expérimentation (apport de la solution concentrée), les différences observées ne sont pas significatives ($P = 0,05$). Compte tenu de la précision relativement faible du dosage de la DCO, il est probable que les différences observées proviennent au moins autant du dosage que du mode de récolte. L'ensemble des analyses est donné dans le tableau 2. On peut donc considérer que l'eau prélevée dans le sol par une bougie donne une image assez fidèle de l'eau percolante quant à la DCO.

TABLEAU 2

Comparaison entre la DCO des prélèvements effectués dans une bougie et la DCO de l'eau percolante récoltée dans un dispositif de laboratoire

Durée de l'irrigation (jour)	Eau percolante t — 3 heures (DCO mg/l)	Eau percolante t + 5 heures (DCO mg/l)	Eau prélevée dans la bougie t (DCO mg/l)
2	32	40	72
3	26	32	40
4	46	74	40
5	78	60	46
6	34	40	42
7	60	74	106
8	85	94	100
9	88	86	112
10	97	98	100
11	240	260	200
12	240	280	180
13	2 160	2 460	2 360
14	4 130	4 400	4 400
15	6 200	6 590	5 400
16	—	7 400	6 800
17	6 600	6 700	7 200
18	6 300	—	6 100

Bien que nous n'ayons pas assez de mesures à notre disposition pour conclure, il semble cependant que la bougie filtrante permette aussi d'obtenir un prélèvement représentatif vis-à-vis des sels.

TABLEAU 3

Caractéristiques des eaux résiduaires évacuées par les sucreries étudiées pour la première campagne

(Les valeurs moyennes sont en italique et encadrées par les valeurs extrêmes relevées)

Usine	Eau évacuée m³/t de betteraves travaillées	Matières en suspension (g/l)	DCO (mg/l)	Azote total (mg/l)	Phosphore total (mg/l)	K (mg/l)	Na (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Rapport d'adsorption du sodium (RAS)
	0,21 (1)	47	2 200-*4 740*-5 900	17-*34*-75	1-*2,6*-5	200-*560*-910	315-*510*-600	285-*690*-885	13-*26*-70	5,2
	0,45	20	620-*1 970*-2 740	16-*28*-53	0,7-*2*-3	55-*116*-180	66-*142*-280	102-*260*-350	13-*22*-27	2,2
	0,49	149	3 300-*4 610*-6 480	31-*55*-80	1,2-*3,6*-4,7	187-*366*-540	275-*900*-1 600	215-*435*-520	35-*45*-59	10,9
	0,68	43	360-*1 270*-2 000	7-*12*-25	0,7-*2,4*-4,4	42-*116*-205	41-*98*-162	90-*175*-260	10-*18*-26	1,8
	1,02	44	3 450-*6 320*-7 320	495-*620*-750	2,8-*10*-20	550-*630*-700	360-*560*-660	410-*640*-890	37-*41*-46	5,8
	1,12	43	540-*1 350*-1 980	6-*33*-52	0,8-*1,5*-3,8	130-*143*-185	102-*140*-180	85-*110*-140	16-*19*-23	3,2
	1,49	?	1 120-*3 000*-4 020	3-*10*-17	0,4-*1,7*-3,4	62-*170*-237	92-*259*-370	180-*418*-552	22-*47*-57	3,2
	1,65	37	1 050-*1 270*-1 660	20-*29*-40	1,2-*3,1*-7,6	60-*84*-105	35-*358*-1 650	75-*106*-190	9-*29*-50	7,9
	2,01	67	1 300-*1 600*-2 180	32-*53*-75	1,4-*2,2*-3,8	67-*85*-102	30-*50*-92	90-*139*-240	12-*17*-22	1,06
	2,04	47	850-*2 560*-4 240	7-*31*-77	1,2-*3,7*-6,8	45-*67*-90	20-*31*-50	50-*73*-100	27-*42*-55	0,7
	2,17	5	250-*700*-1 200	5-*19*-37	2-*4,1*-11	25-*43*-70	13-*20*-62	115-*164*-210	6-*8*-10	0,2
	2,66	39	580-*870*-1 260	9-*23*-36	3-*4,4*-6,6	72-*106*-152	76-*174*-372	130-*175*-260	16-*19*-24	3,3
	5,78	51	130-*420*-760	4,5-*8*-24	0,3-*1,5*-7,6	22-*35*-90	12-*19*-28	12-*75*-100	4-*6*-10	0,5
	6,67	?	800-*1 500*-3 900	15-*26*-54	1,7-*4,6*-8	70-*98*-110	35-*78*-125	67-*115*-220	7-*20*-25	1,7

(1) Valeur sujette à caution.

TABLEAU 4

Estimations des rejets totaux des sucreries étudiées pour la première campagne exprimées en matière rejetée par 1 000 tonnes de betteraves travaillées

Usine	Eau évacuée m³/t de betteraves	DCO	Azote total	Phosphore total	K	Na	Ca	Mg	Proportions DCO/N/P
	0,21/0,18 (1)	955 (1)	10	3	103	90	116	4	100/1,09/0,41
	0,45	847	11	0	51	63	116	9	100/1,36/0,10
	0,49	2 609	30	1	192	498	238	24	100/1,15/0,07
	0,68	2 259	8	1	66	59	113	11	100/0,38/0,07
	1,02	6 194	392	12	646	573	625	41	100/6,33/0,21
	1,12	1 879	37	1	169	151	145	23	100/1,98/0,08
	1,49 (1)	5 469 (1)	19	3	313	473	775	79	100/0,35/0,06
	1,65	3 410	77	8	225	960	286	77	100/2,27/0,24
	2,01	3 301	107	4	168	97	280	33	100/3,26/0,13
	2,04	4 187	48	6	124	60	164	32	100/1,15/0,14
	2,17	1 543	41	8	95	41	361	17	100/2,71/0,57
	2,66	2 410	65	11	267	423	476	54	100/2,71/0,46
	5,78	2 421	48	8	206	114	434	30	100/1,98/0,36
	6,67	9 667	176	29	670	548	802	147	100/1,82/0,30
Moyenne		3 367	76	7	235	296	331	41	

(1) Valeur sujette à caution.

3. 2. — *Résultats*

3. 21. — *Évaluation des rejets solubles totaux des sucreries durant deux campagnes.*

Les caractéristiques moyennes des eaux résiduaires évacuées par les usines étudiées soit en direction des bassins, soit à l'épandage, sont données dans le tableau 3. Ces valeurs moyennes sont encadrées par les valeurs extrêmes obtenues. De plus, ce tableau indique pour chaque usine, la quantité nette d'eau évacuée par tonne de betteraves travaillée à cette époque, ainsi que les concentrations en matières en suspension de ces eaux, indications qui ont été calculées par l'usine d'après ses résultats d'exploitation.

Ces résultats montrent que les caractéristiques des eaux résiduaires peuvent varier d'une manière considérable d'une usine à l'autre tant pour les concentrations en matières polluantes et fertilisantes — la DCO moyenne varie de 1 à 9 — que pour le rapport d'adsorption de sodium (RAS) qui a été calculé à partir de concentrations moyennes en sodium, calcium et magnésium par la formule :

$$RAS = \frac{Na^{+}}{\sqrt{\frac{Ca^{++} + Mg^{++}}{2}}}$$

Ces résultats mettent par ailleurs en évidence l'importance des rejets de matières minérales dans les eaux de sucrerie. Enfin, le détail des analyses a permis de constater, pour certaines usines, une augmentation de la concentration en DCO en cours de la campagne.

A l'aide de ces résultats et en utilisant les techniques de calcul décrites au paragraphe 3. 1, il a été possible d'estimer les rejets solubles totaux des sucreries étudiées pour cette campagne. Ces estimations sont présentées dans les tableaux 4 et 5 sous forme de rejet en kg par 1 000 tonnes de betteraves travaillées. Il y figure aussi les proportions DCO/Azote total/Phosphore total (1) qui traduisent assez bien l'aptitude d'une eau résiduaire à s'autoépurer dans le milieu naturel.

Le rejet moyen s'établit autour de 3 500 kg de DCO, 77 kg d'azote total et 7 à 8 kg de phosphore total par 1 000 tonnes de betteraves.

3. 22. *Évolution de la concentration en DCO des rejets en cours de campagne.*

Le détail des analyses ayant montré que la DCO augmentait pour certaines usines au cours de la campagne, l'évolution de la DCO soluble dans l'eau évacuée vers les bassins ou à l'épandage a été étudiée pour deux usines possédant des circuits d'eau très différents :

— une usine qui pratique un recyclage important et un rejet net de 0,68 m³ d'eau résiduaire par tonne de betteraves ;

— une usine qui ne recycle pratiquement pas et doit évacuer environ 5,78 m³ d'eau résiduaire par tonne de betteraves.

La figure 6 donne l'évolution de la DCO soluble dans les eaux résiduaires de ces deux usines. Elle montre que, dans le cas d'un recyclage intense, la DCO passe de 360 mg par litre, en début de campagne, à 2 000 mg par litre, en fin de campagne. Au contraire, sans recyclage, la DCO varie peu, ne dépassant par 760 mg/l en fin de campagne.

(1) On admet généralement, pour les stations d'épuration biologiques, qu'une eau résiduaire s'épure correctement lorsque la proportion DCO/Azote/Phosphore est voisine de 150/5/1.

TABLEAU 5

Estimation des rejets totaux des sucreries étudiées pour la deuxième campagne

(Exprimés en kg de matière rejetée par 1 000 tonnes de betteraves travaillées)

Usine	Eau évacuée m^3/tonne de betterave	DCO	Azote total	Phosphore total	K	Na	Ca	Mg
	0,21 (1)	1 025 (1)	5	0	246	109	154	21
	0,45	1 156	23	1	108	150	122	12
	0,49	1 283	27	0	253	258	252	27
	0,68	3 017	30	5	182	144	200	24
	1,02	5 998	151	3				
	1,12	2 387	61	0	240	199	214	29
	1,49	5 856	24	5	344	391	630	18
	1,65	4 960	112	2	209	179	521	97
	2,01	4 407	245	12	326	74	410	55
	2,04	4 444	76	23	194	93	400	33
	2,17	1 841	27	5	53	29	206	16
	2,66	2 967	37	7	222	294	401	55
	5,78	5 901	56	18	361	148	805	60
	6,67	7 547	207	29	1 014	488	840	92
Moyenne		3 770	77	8	288	204	396	42

(1) Valeur sujette à caution.

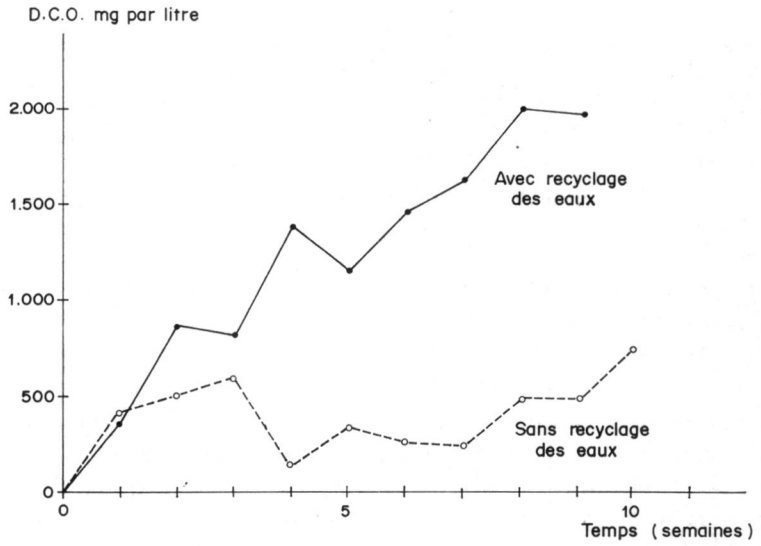


FIG. 6. — *Évolution de la DCO soluble dans les eaux résiduaires de deux sucreries, pendant la campagne*

3. 23. *Contrôle des épandages de sucreries.*

3. 231. *Utilisation des cases lysimétriques.*

L'utilisation des cases lysimétriques avec sol en place a été rapidement abandonnée ; après quatre implantations de ce type de cases dans deux usines, implantations toujours très difficiles, il n'a pu être obtenu de jonction étanche durable entre le bloc de sol et les parois de la case lysimétrique, ceci rendant leur utilisation sujette à caution dans le cas d'un apport d'eau important comme c'est le cas en sucrerie. Par ailleurs, il a été possible de comparer ce type de case à une case lysimétrique avec sol reconstitué sans que l'on trouve de différence importante pour la DCO des eaux récoltées.

L'essentiel des résultats que nous avons obtenus provient donc de l'utilisation des cases lysimétriques avec sol reconstitué, et à titre d'exemple, le tableau 6 rassemble les résultats des analyses effectuées sur des eaux récoltées dans une de ces cases d'une section voisine de 0,90 m² et contenant une hauteur de sol (référence Mb) de 1 m dont l'analyse est donnée au paragraphe 3.1. L'apport d'eau boueuse a été de deux fois 250 mm, soit un apport total de l'ordre de 450 litres d'eau. La pluviométrie a été pendant la période considérée de 110 mm, soit un apport d'eau de 100 l dans la case.

TABLEAU 6

Caractéristiques des eaux récoltées dans la case lysimétrique
(Sol référence Mb)

Date	Volume litre	DCO (mg/l)	N NH_4 (mg/l)	N $NO_3 + NO_2$ (mg/l)	N total (mg/l)	P total (mg/l)	K (mg/l)	Na (mg/l)
Eau épandue								
4-12 } 16-12 }	450	2 190	4,5	0,15	7	traces	132,5	154,1
Eau récoltée								
6-12-72	9,5	115	3	2	3,5	0	5,4	5,0
9-12-72	15,5	76	1,9	1,9	2	traces	3,8	5,4
11-12-72	13,5	130	1,8	1,9	3	0	10,1	48,05
14-12-72	17,5	68	1,2	2,2	2	0	7,6	44,3
16-12-72	12,5	70	1,8	2,2	4	0	9,7	46,2
18-12-72	14	76	1,4	2,2	3	0	7,3	48,8
26-12-72	31	80	0,5	1,6	1	0	9,7	1,0
2-1-73	30	310	1,5	1,4	2,0	0	4,5	7,6
8-1-73	30	220	1,5	0,8	1,5	0	2,1	7,5
18-1-73	29	240	—	—	—	—	—	—
29-1-73	37	240	4	traces	traces	traces	3,4	16,2
12-2-73	38	420	4,5	0	13	0	6,3	6,9
19-2-73	27	352	0	0	1	0	2,7	5,4
6-3-73	39	88	0,5	0	4	0	5,0	7,3
15-5-73	30	105	0,85	traces			8,2	42,6
22-5-73	3,5	74	4	traces			7,2	38,1
19-6-73	27,5	76		traces			9,1	40,7

TABLEAU 7

Caractéristiques des prélèvements effectués dans deux bougies B_1 et B_2 implantées dans le sol référence Mb

Date	DCO (mg/l)		$N - NH_4$ (mg/l)		$N - NO_2 + NO_3$ (mg/l)		N total (mg/l)		P total (mg/l)		K (mg/l)		Na (mg/l)	
	B_1	B_2	B_1	B_2	B_1	B_2	B_1	B_2	B_1	B_2	B_1	B_2	B_1	B_2
29-11-72	114		—		10,0		7		—		—		—	
1-12	96	70	17,5	11,0	—	10,9	—	—						
4-12	108	108	—	2,8		10,7		4		0	14,7			18,8
6-12	102	115	5,7	5,6	10,0	10,4	6	5	traces	traces	60,9	23,4	40,4	27,9
8-12	212	74	1,0	0,8	9,7	10,0	3	1,5	0	0	6,2	25,2	7,9	38,7
11-12	45	66	1,0	5,3	—	10,2	1	4	0	0	3,1	7,6	8,8	11
18-12	—	—	19,0		9,6		18,5		traces					
27-12	354	72	4,7	3,0	10,2	9,9		4,5		traces				
2-1-73		42		3,5		10,4		2,0		0		2,9		7,5
8-1	360	210	2,0	0,5	9,7	9,5			0					
29-1	124	280	6,0	2,5	9,7	10,0	5	2,5	traces	traces		10,3		8,2
12-2	—	320	2,0	2,0	10,6	10,2	1	traces	0	0	6,1	4,8	27,3	16,0
19-2	422	300	3,0	1,0	10,7	10,5	—	1	—	0				
6-3	150	82	2,0	0,5	8,3	5,4	—	traces		0				
15-5	120	172	0,9	0,9	13,0	12,0	—	—				12,0		84,8
22-5	166	92	4,0	traces	13,0	12,6						6,0		43,3

Ces résultats montrent que le volume d'eau recueilli a été de 404,5 l au total entre le 6 décembre et le 19 juin. La DCO de l'eau récoltée a été en moyenne de 187 mg par litre avec un maximum de 420 mg par litre.

L'eau apportée ayant en moyenne une DCO en solution de 2 190 mg par litre, l'apport de DCO soluble sur la case lysimétrique est de 985 g alors que l'eau récoltée en contenait au total 76 g. Le rendement d'épuration par le sol est, dans ce cas, au moins de 92 p. 100 puisque, outre la DCO sous forme soluble, l'eau résiduaire apporte des matières organiques sous forme insoluble que les fermentations peuvent solubiliser.

De la même manière, en totalisant les éléments récoltés du 6 décembre au 19 juin, on constate que l'on a récolté en azote total 1 045 mg d'azote, l'azote nitrique récolté étant de 280 mg. On a donc dans ce cas un risque de lessivage d'une quantité d'azote qui peut être estimée à environ 15 kg par hectare.

Le potassium récolté dans la case lysimétrique s'élève à 2 110 mg pour un apport de 59 600 mg soit une rétention de l'ordre de 96 p. 100 équivalent à 639 kg par hectare, et le sodium récolté, avec 7 260 mg pour un apport de 69 400 mg est retenu à 89 p. 100 équivalent à 689 kg par hectare.

3. 232. *Utilisation des bougies filtrantes.*

Les bougies de prélèvement sont d'une fabrication et d'une installation commodes, le prélèvement ne pose pas de problème majeur et nous avons pu implanter des bougies dans les terrains d'épandage de quatre usines. A titre d'exemple, le tableau 7 donne les caractéristiques disponibles des prélèvements effectués dans deux bougies implantées à un mètre de profondeur dans le sol (référence Mb) déjà étudié avec une case lysimétrique à sol reconstitué (certaines analyses n'ont pu être effectuées à cause du volume trop réduit de l'échantillon récolté). Le terrain d'épandage avait reçu une quantité d'eau résiduaire voisine de 190 mm. L'analyse moyenne en a été donnée dans le tableau 6.

3. 3. — *Discussion*

L'estimation des rejets globaux des sucreries conduit à trouver des rejets moyens, pour les quatorze usines étudiées, pendant deux années consécutives, de 3 367 kg et de 3 770 kg de DCO par 1 000 tonnes de betteraves travaillées. Ces chiffres sont à rapprocher des données utilisées par les Agences de Bassin pour le calcul de la redevance sur les rejets de substances polluantes dans le milieu naturel (Agence financière de Bassin Seine-Normandie, 1969). Il est admis qu'une sucrerie rejette, avec ses eaux de transport et lavage, 2 900 kg de matières oxydables par 1 000 tonnes de betteraves travaillées (sans décantation des eaux boueuses). Par ailleurs, les eaux de transport et lavage de sucrerie ont habituellement un rapport $\frac{DBO_5}{DCO}$ compris entre 0,7 et 0,8.

On peut alors exprimer les rejets en DCO sous forme de matières oxydables. Le rejet moyen pour les campagnes étudiées était compris entre 2,5 et 3 tonnes de matières oxydables pour 1 000 tonnes de betteraves travaillées.

La comparaison de l'évolution de la DCO dans des eaux de transport et lavage au cours de la campagne, dans le cas de deux usines différant par l'intensité du recy-

clage, montre que, dans le cas du recyclage, la DCO s'élève au cours de la campagne et semble atteindre un plateau comme cela a déjà été décrit (BIDAN et HEITZ, 1970).

Le recyclage, par la diminution de la quantité d'eau consommée pour le circuit de transport et lavage, devrait donc permettre de diminuer le rejet polluant organique, bien que la concentration en DCO des eaux résiduaires puisse augmenter dans des proportions considérables. Il n'en sera évidemment pas de même pour certains polluants qui sont apportés au cours de la fabrication, comme par exemple le sodium.

L'intensité du recyclage étant bien traduite par la quantité d'eau évacuée par tonne de betteraves travaillées, il était intéressant, à partir des données des tableaux 4 et 5, de rechercher s'il existait une relation linéaire entre ce paramètre et le rejet en DCO par 1 000 tonnes de betteraves travaillées. Deux usines pour lesquelles certaines données sont sujettes à caution ont été écartées de ces calculs.

La relation suivante a été trouvée pour la deuxième campagne étudiée :

$$\text{Rejet DCO} = 712 \times (\text{eau consommée}) + 2\,239$$

rejet DCO = kg DCO par 1 000 tonnes de betteraves travaillées ; eau consommée = m^3 d'eau consommée par tonne de betteraves travaillées.

Cette relation a été trouvée hautement significative (t exp = 3,39 pour t = 3,169 à P = 0,01).

Bien qu'il soit difficile de conclure à partir d'un échantillon de 12 usines et pour une campagne, ce résultat montre nettement l'intérêt de diminuer la consommation et le rejet d'eau de transport et lavage dans l'usine.

En ce qui concerne les possibilités d'épandage des eaux résiduaires de sucrerie, deux aspects sont à considérer : l'apport d'azote et l'apport de cations.

L'apport d'azote doit être limité aux exportations par les cultures en tenant compte toutefois du fait que tout l'azote apporté n'est probablement pas mis à la disposition des cultures dès la première année, compte tenu du rapport $\frac{\text{carbone}}{\text{azote}}$ des eaux épandues (que l'on peut estimer à partir du rapport DCO/N). Les rejets totaux en azote sont estimés à 77 kg d'azote total par 1 000 tonnes de betteraves travaillées. Une sucrerie travaillant 4 000 tonnes de betteraves par jour rejette donc environ 300 kg d'azote total par jour et devrait disposer au minimum d'une surface d'épandage de 1 à 2 hectares par jour de campagne, en attendant de mieux connaître la vitesse de minéralisation de l'azote apporté ou le processus exact de sa disparition. Il faut néanmoins remarquer que, dans les sols, le rapport C/N est toujours resté voisin de 9 ou 10 très peu de temps après la fin de l'épandage.

La détermination du rapport d'adsorption du sodium (RAS) pour la première campagne montre que la moitié des usines parmi les 14 étudiées rejettent des eaux ayant un RAS supérieur à 2, donc pouvant présenter des inconvénients pour les sols d'épandage. Il n'y a pas systématiquement à craindre de modifications physico-chimiques défavorables des sols d'épandage, mais ce problème reste préoccuppant et peut devenir une limite sérieuse à l'utilisation de l'épandage. Par ailleurs, il existerait une possibilité de corriger une richesse trop grande en sodium de certaines

eaux résiduaires en rajoutant aux eaux résiduaires à épandre, les écumes de défécation qui sont très riches en calcium et qui apporteraient aussi une quantité importante de phosphore dont ces eaux sont dépourvues.

En ce qui concerne le contrôle des épandages, il est intéressant de rapprocher les résultats obtenus avec la case lysimétrique de ceux obtenus avec les bougies filtrantes, en comparant les tableaux 5 et 7. Bien que le champ d'épandage et la case lysimétrique n'aient pas reçu la même quantité d'eaux boueuses, on peut constater, pour la DCO qui est un bon indicateur du risque de pollution des nappes phréatiques, une bonne similitude entre les échantillons récoltés dans la case lysimétrique et les prélèvements effectués dans les bougies. Dans les deux cas, la DCO a une tendance à remonter à partir du 27-12, les valeurs les plus élevées étant trouvées à la même période (12-2/19-2). Ceci montre que les bougies, si elles ne permettent pas de faire un bilan de l'épuration par le sol, devraient cependant suffire à contrôler en routine, le bon déroulement d'un épandage.

Par ailleurs, le rendement d'épuration observé de 92 p. 100 en DCO est à rapprocher de ceux cités par KRAMMER (1960), compris entre 74 et 90 p. 100 en DBO_5. Dans une autre expérimentation (GERMON et CATROUX, 1972), nous avions observé en case lysimétrique un rendement d'épuration de 81,4 p. 100 en DCO. Ceci montre que lorsque l'on dispose d'un sol convenant à l'épandage et que la dose d'eau apportée n'est pas excessive, l'épuration par le sol peut se faire avec un bon rendement.

4. — SYNTHÈSE ET CONCLUSION

La signature récente d'un « contrat de branche » entre l'Industrie sucrière et le Ministère de l'Environnement et de la Protection de la Nature prévoit dans un avenir assez proche, une réduction de 75 p. 100 de la pollution dûe aux sucreries (*Nuisances et Environnement*, 1973).

Néanmoins, le problème des eaux résiduaires restera préoccupant pour les sucreries dans les années à venir, à plusieurs niveaux :

— *actuellement*, au niveau des traitements des eaux résiduaires car aucun des systèmes d'épuration disponibles ne permet une épuration totale de tous les éléments ;

— *dans un avenir plus lointain*, au niveau du circuit de transport et au niveau de la fabrication. En effet, bien que des recherches soient poursuivies sur le nettoyage à sec des betteraves, le transport hydraulique des betteraves, avec les conséquences qui en découlent, restera le moyen le plus simple d'évacuer à l'extérieur de l'usine les terres introduites avec la betterave. De plus, l'utilisation des résines échangeuses d'ions conduit à rejeter des solutions salines plus ou moins diluées pour lesquelles il faudrait trouver des procédés de récupération ou de réutilisation.

On a, dans ce travail, examiné en détail les possibilités pratiques de l'épandage en tenant compte des préoccupations les plus urgentes manifestées par les responsables de l'environnement. Cependant, il n'est pas douteux que dans un avenir relativement proche, la collectivité voudra se fixer des limites plus strictes afin de mieux protéger ou de mieux utiliser la nature. En effet, les besoins en eau de qualité augmentent ; parallèlement, la consommation d'eau par l'agriculture s'accroît, et,

de la concentration des activités humaines, il résulte des rejets polluants que le milieu naturel ne peut plus absorber localement. Enfin, l'accélération du processus naturel d'eutrophisation conduira à limiter les rejets eutrophisants, particulièrement les rejets d'azote et de phosphore.

Ainsi, les agences de bassin ont entrepris une lutte contre la pollution par les matières oxydables et les matières en suspension, par le biais de la taxation de la pollution rejetée, tolérant généralement un flux polluant par production (pour peu qu'il n'y ait pas d'effets immédiats sur l'environnement). Il paraît inéluctable que la salinité, la concentration en azote et en phosphore, la présence éventuelle de toxiques mineurs seront prises en compte à moyen terme.

C'est dans cette optique qu'il est intéressant de comparer l'épandage aux autres procédés d'épuration des eaux résiduaires de sucrerie, et de montrer comment l'épandage peut s'insérer dans certains systèmes en facilitant leur mise en œuvre ou en les complétant. Pour faciliter la comparaison, les caractéristiques propres à chaque système d'épuration ont été reportées dans le tableau 8. Les investissements et

TABLEAU 8

Caractéristiques des systèmes d'épuration utilisables en sucrerie

	Stockage et auto-épuration en bassin	Épandage d'eaux boueuses	Station d'épuration
Risques de pollution	– infiltration dans les nappes – cours d'eau	– infiltration dans les nappes	rejet difficilement non polluant
Risques de nuisances	– odeurs, insectes		
Risques d'accidents	– rupture de digues (d'où pollutions) – accident de personnes	– rupture de tuyauterie (d'où pollutions)	
Personnel nécessaire	2 hommes pendant 3 mois + 1 homme toute l'année	2 hommes pendant 3 mois	un technicien pendant l'année
Superficie nécessaire	20 à 30 hectares en propriété	– 80-160 hectares mis à disposition – 1 à 2 hectares en propriété (bassin de secours)	– 1 hectare pour la station – 5-10 hectares de bassins de décantation en propriété
Investissements en F rapportés à la t/j de betteraves	tuyaux — pompage bassins 260 à 400 (500 à 800 avec décantation)	– pompage tuyaux 50 à 65 – décantation 450 à 600	– station – tuyaux pompage 200 forte charge 1 000 faible charge
Frais de fonctionnement/an (personnel exclu) Frais d'entretien/an en F rapportés à la t de betterave	entretien bassins — digues bassins à terre 0,3 à 2,50	– entretien matériel 0,1	– bassin à terre – nutrients – électricité etc. 0,15 à 2,50

coûts ne sont que des estimations uniquement destinées à comparer un système à un autre et ne doivent pas être considérées dans l'absolu. Il n'a été envisagé que le cas des usines pratiquant un recyclage déjà poussé, puisque c'est la première opération à effectuer pour diminuer le flux polluant organique sortant de l'usine, et que, simultanément, cette technique diminue les pertes en sucre (BIDAN et HEITZ, 1970). Les caractéristiques avancées concernent donc une usine traitant 4 000 tonnes de betteraves par jour et consommant 0,5 m³ d'eau par tonne de betteraves travaillées.

L'examen du tableau 8 montre immédiatement que la solution de la station d'épuration ne devance les autres possibilités que vis-à-vis des risques. Même dans le cas d'une station d'épuration à très forte charge volumique, pouvant démarrer en une dizaine de jours, traitant de l'ordre de 10 kg de DCO par m³ et par jour et ne fonctionnant que pendant la campagne sucrière, c'est-à-dire lorsque la sucrerie produit au meilleur compte électricité et chaleur, c'est la solution la plus coûteuse. Par ailleurs, on peut espérer un rendement d'épuration au mieux égal à 90 à 95 p. 100 en DCO, ce qui, avec une eau dont la DCO pourra atteindre 3 000 à 4 000 mg/litre, donnera une eau épurée d'une DCO de 150 à 400 mg par litre, soit supérieure aux prescriptions légales relatives aux rejets urbains. Enfin, il faut ajouter que ce rendement sera obtenu au prix d'une addition d'azote et de phosphore pour corriger les proportions DCO/azote/phosphore qui, dans le cas des eaux de sucrerie, sont généralement différentes des proportions permettant l'épuration la plus rapide.

L'utilisation d'une station d'épuration ne dispensera pas d'avoir une solution pour le stockage de la terre, généralement un bassin de stockage. La décantation peut être obtenue par un décanteur classique, ou bien on peut combiner décantation et stockage de la terre. Le recours à la station d'épuration ne se fera que dans des cas particuliers, comme la nécessité de traiter avant rejet lorsque l'on dispose de capacités ou de conditions de stockage insuffisantes, ou bien lorsque la proximité d'une ville empêche le stockage en bassins ou l'épandage. Le schéma à adopter peut être celui indiqué dans la figure 7. Le problème de l'excès de boues activées produites

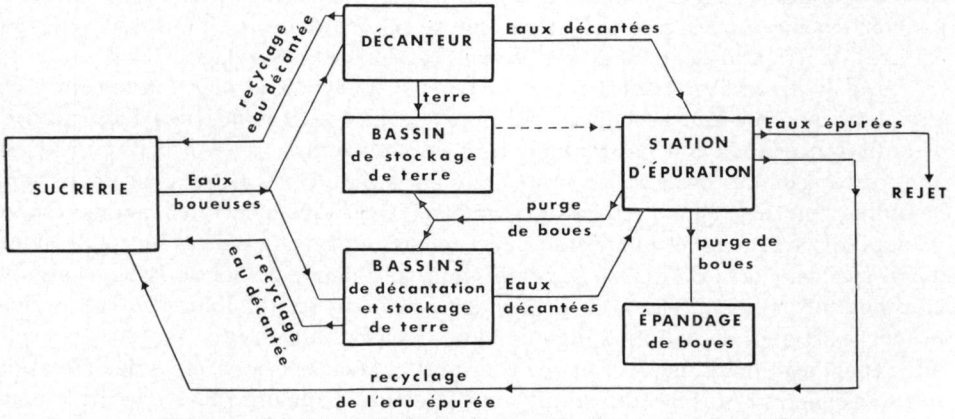


FIG. 7. — *Possibilités d'utilisation d'une station d'épuration en sucrerie*

n'est pas négligeable. On peut envisager de les évacuer vers le bassin de décantation qui devrait être asséché le plus rapidement possible afin de limiter les fermentations anaérobies. Ces boues peuvent aussi être épandues ou éventuellement être récupérées

par centrifugation ou filtration. Ces boues sont constituées principalement de corps microbiens riches en protéines et leur utilisation en alimentation du bétail n'est pas à exclure. Une sucrerie travaillant 4 000 tonnes de betteraves par jour évacue un flux polluant de l'ordre de 10 tonnes de DCO par jour qui, épurées dans une station à forte charge, produiront environ 4 à 5 tonnes de matière sèche microbienne par jour. Celles-ci pourraient soit être récupérées, soit être incorporées aux pulpes avant déshydratation.

Le stockage et l'autoépuration en bassin sont certainement la solution la plus utilisée actuellement bien que les risques soient sensiblement plus importants qu'avec les autres procédés. Les risques de pollution des nappes sont réels sans être systématiques et ils peuvent être supprimés en étanchéifiant les bassins, ce qui est une opération coûteuse si l'on recherche une étanchéité correcte. Si l'on va vers cette solution, il paraît difficile de combler le bassin étanche avec de la terre comme cela se pratique jusqu'à présent et il faut séparer la décantation et le stockage de la terre, du bassin où doit se faire l'autoépuration et le stockage de l'eau. Il paraît alors nécessaire de limiter l'infiltration au niveau du bassin de stockage de terre, donc de n'envoyer au bassin qu'une eau la plus chargée possible. La lutte contre les mauvaises odeurs qui sont généralement produites pendant un temps limité pourrait se faire en s'inspirant du stockage aérobie du lisier de porcherie, en assurant dans les bassins une aération modeste par l'intermédiaire d'aérateurs flottants. Il ne s'agirait pas d'épurer par lagunage aéré, mais plutôt d'assurer une faible oxygénation suffisant à maintenir le potentiel redox suffisamment élevé pour gêner les microorganismes générateurs de mauvaises odeurs (sulfato-réducteurs, ammonifiants anaérobies). Ceci peut s'effectuer par exemple au moyen d'aérateurs qui ne seraient mis en fonctionnement qu'en cas de besoin, l'autoépuration permettant en général d'obtenir dans le courant de l'été une eau suffisamment épurée pour être évacuée ou utilisée en irrigation par l'agriculture. Un schéma limite où l'usine réutiliserait l'eau d'une campagne à l'autre peut être envisagé, mais on ne devra pas dépasser certains seuils en concentration saline pour éviter une corrosion excessive dans l'usine et pour pouvoir évacuer un excès d'eau et de substances minérales en l'utilisant pour les cultures en irrigation par aspersion, forme particulière d'épandage.

L'épandage est probablement le système d'épuration le plus intéressant : en effet, bien qu'il présente certaines contraintes — il associe l'industrie à l'agriculture, deux partenaires n'ayant pas toujours les mêmes objectifs —, son prix de revient est inférieur à celui des deux autres systèmes d'épuration, et les risques encourrus sont moindres, tout au moins peut-on rester maître de certains d'entre eux. Sous réserve d'adapter la fréquence et l'importance des apports au type de sol car un sol de limon d'une épaisseur de 2 mètres ne se comportera pas comme un sol de faible épaisseur reposant sur de la craie fissurée, l'épandage doit permettre de limiter, voire de supprimer les risques de pollution organique des nappes. Par ailleurs, il n'est pas exclu que l'épandage simultané des eaux de transport et lavage et des écumes de défécation soit à recommander. On obtiendrait ainsi une eau résiduaire plus concentrée mais corrigée par un apport d'azote, de phosphore et de calcium, ce qui serait favorable à la biodégradation des matières organiques comme au maintien des propriétés physiques des sols.

Ce travail avait l'intention de faire le point sur l'épandage qui nous semble le meilleur moyen actuel d'épurer les eaux résiduaires de sucrerie. C'est un procédé qui,

jusqu'à présent, donne satisfaction à l'industriel et à l'agriculture, en permettant à cette dernière de valoriser certaines terres pauvres par apport d'une couche de terre arable et il permet souvent de diminuer les doses d'engrais à apporter aux cultures. Il restait à s'assurer que les risques de pollution étaient faibles, et c'est ce que semblent indiquer les premières observations que nous avons effectuées. Il est évident que ces contrôles doivent être poursuivis pour confirmer ces premiers résultats et que plusieurs points mériteraient d'être étudiés plus en détail, notamment :

— est-ce que le comportement des ions Na^+ et K^+ apportés en grande quantité au sol, est identique à celui que l'on connait à des concentrations plus faibles, et quelles seraient les conséquences de ces apports sur la végétation?
— quelle est la part d'épuration que l'on peut attribuer respectivement aux phénomènes aérobies et anaérobies?
— est-ce qu'une correction du déséquilibre DCO/azote/phosphore améliorerait l'épuration par le sol?

Il est certain que l'avenir apportera des possibilités techniques nouvelles, par exemple, la restitution immédiate, à l'agriculture sur place, de la terre entourant les betteraves, le recyclage des éluats de résines échangeuses. L'utilisation de ces techniques dépendra avant tout de la priorité que la collectivité accordera à la conservation de la nature et des moyens financiers qu'elle entendra y consacrer. Des solutions techniques permettant d'obtenir un rejet parfaitement épuré existent pour chaque branche d'industrie ; seul leur coût en empêche l'utilisation, et il paraît plus intéressant, si l'on sait prévoir les risques, d'utiliser chaque fois que cela est possible le pouvoir autoépurateur des sols agricoles en leur retournant les éléments contenus dans les eaux résiduaires, de façon à compenser les exportations par les récoltes.

Reçu pour publication en mars 1974.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier M. GRAS, Maître de Recherches de l'I. N. R. A., Station d'Agronomie et de Physiologie végétale d'Antibes, pour les corrections qu'il a bien voulu apporter à ce travail.

SUMMARY

THE SPREADING OF WASTE-WATER FROM SUGAR FACTORIES

The first part of the paper reviews the problems of waste-water in sugar factories, detailing the amounts of constituent parts and analyzing the water circuits ; the possibilities of land-spreading of waste-water from sugar factories are presented.

The second part of the paper gives the results obtained by experimentation. For 14 factories, an average soluble waste of 3,500 kg DCO, 77 kg total nitrogen and 7 to 8 kg total phosphorus was found per 1,000 tonnes of processed beet. In addition, a relation between recyclage intensity and pollution flux was shown, the latter decreasing when recyclage increases. Tests made on treated fields using lysimetric compartments and filter ceramic cup seem to indicate a purification efficiency by the soil in the region of 80 to over 90 p. 100. In conclusion, land-spreading is compared with other systems of treating waste-water.

ZUSAMMENFASSUNG

DAS AUSBRINGEN DER ABWÄSSER VON ZUCKERFABRIKEN

Im ersten Teil dieser Arbeit werden die Problem um die Abwässer von Zucker-fabriken aufgeführt. Dazu wird eine Bilanz der Stoffe gegeben und der Wasserkreislauf analysiert. Es wird gezeigt, unter wechen Umständen das Ausbringen solcher Abwässer möglich ist.

Der zweite Teil der Arbeit stellt die Resultate der Untersuchungen dar. Für 14 Fabriken wurde ein mittlerer Ausstoss an löslichen Stoffen pro 1 000 Tonnen verarbeiteter Zuckerrüben von 3 500 kg CSB, 77 kg Gesamtstickstoff und 7 bis 8 kg Gesamtphosphor ermittelt. Im weiteren konnte eine Beziehung zwischen dem Rücklaufverhältnis und dem Ausstoss an umweltbelastenden Stoffen aufgezeigt werden, wobei der letztere zurückgeht wenn der Rücklauf vergrössert wird. Die mittels Lysimetergefässen und Filterkerzen auf den Feldern durchgeführten Kontrollen scheinen ein Reinigungsvermögen des Bodens in der Grössenordnung von 80 bis über 90 p. 100 aufzuzeigen. Zum Schluss wird das Ausbringen mit anderen Systemen zur Behandlung solcher Abwässer verglichen.

РЕЗЮМЕ

Орошение сточными водами сахарных заводов.

Г. КАТРУ, Ж. К. ЖЕРМОН, Ф. ХЕЙТЦ, П. БИДАН.

Первая часть данной работы заключает инвентарь проблем относящихся к сточным водам сахарных заводов, составленный при помощи балансов веществ и анализов кругооборота воды; указываются также возможности орошения этими водами.

Во второй части фигурируют результаты экспериментов. Найдено было, что средний растворимый сток с 14-ти заводов представляет, на каждые 1 000 тонн обработанной сахарной свеклы, 3 500 кг химического потребления кислорода, 77 кг общего азота и от 7 до 8 кг общего фосфора. Кроме того было выявлено существование соотношения между интенсивностью возвращения в цикл и загрязняющим потоком, причем этот последний ослабевает, когда возвращение в цикл усиливается. Контроль произведенный на орошенных полях с помощью лизиметрических делянок и фильтрирующих зондов, указывает что производительность очищения этих сточных вод почвой, представляет от 80-ти, до свыше 90 %. И, в заключение, очищение этих вод при помощи орошения, сравнивается с другими способами их обработки.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AFNOR, 1969. *Détermination de la demande chimique en oxygène* (DCO). Norme T 90-101.

BÉTREMIEUX R., DARTHOUT R., 1972. Compte rendu d'examen du terrain après épandage d'eaux de lavage et de fabrication. Sucrerie d'US. Rapport fourni au G. T. S.

BIDAN P., HEITZ F., 1970. Les eaux résiduaires de Sucreries de Betteraves in *Les eaux résiduaires des Industries Agricoles et Alimentaires*. Éd. Dr W. JUNK N. V., La Haye, 1972.

CASAYS L., SURUN J., 1967. Les eaux usées des Industries Agricoles et Alimentaires. *Techniques et Sci. Municip.*, **62**, 323-366.

CATROUX G., GERMON J.-C., GRAFFIN P., 1974. Utilisation du sol comme système épurateur. Application aux eaux résiduaires des Industries Agricoles et Alimentaires. *Ann. agron.*, **25** (2-3), 179-193.

CRANE G. W., 1969. La réutilisation de l'eau dans l'industrie sucrière britannique. *Sucrerie Française*, **110**, 284-287.

DEVILLERS P., CURIS M., LESCURE J.-P., 1970. Autoépuration des eaux de Sucrerie par lagunage naturel. *Sucrerie Française*, **111**, 81-88.

DEVILLERS P., LESCURE, J.-P., 1971. Épuration des eaux résiduaires par lagunage à la Sucrerie-Raffinerie de Bresles. *Sucrerie Française*, **112**, 189-193.

de VLETTER R., 1972. Measures against water pollution in Beet Sugar processing Industries. *Pure and appl. Chem.*, **29**, 113-128.

GERMON J. C., CATROUX G., 1972. Compte rendu des essais 1971-1972 effectués sur l'épandage expérimental de la Sucrerie d'US. Rapport fourni au G. T. S.

GRAS R. MORISOT A., 1973. *Étude de l'épandage des eaux résiduaires des Industries Agricoles et Alimentaires*. Étude réalisée par l'I. N. R. A. à la demande de la Direction des Industries Agricoles et Alimentaires du Ministère de l'Agriculture et du Développement rural.

KRAMER D., 1960. Die Reinigung der Abwässer von Zuckerfabriken im Boden. *Zucker*, **19**, 436-441.

NUISANCES et ENVIRONNEMENT, 1973. Un pollueur dépollueur. Le contrat de branche des Sucreries, nouvelle étape dans la lutte contre la pollution. *Nuis. et Envir.*, 45-47.

REVUZ B., 1971. Épuration par oxygénation rapide dans un fermenteur. Application aux eaux résiduaires de sucrerie. *Industr. alim. agr.*, **88**, 1031-1037.

SEINE-NORMANDIE, 1969. Le régime des redevances dans le Bassin, n° 2, 52.

TECHNICON AUTOANALYSER METHODOLOGY, 1969. Industrial Method, n° 27-69 W. Tarrytown. NY. 10591.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 339-347.

NOUVELLE POSSIBILITÉ D'UTILISATION DES VINASSES DE DISTILLERIE EN AGRICULTURE

C. JUSTE

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches de Bordeaux, I. N. R. A.,
33140 Pont de la Maye

RÉSUMÉ

A l'aide d'une série d'expériences conduites en serre, avec du ray-grass d'Italie cultivé en petits vases de végétation, on montre que la disponibilité pour la plante des éléments nutritifs contenus dans un mélange d'ordures ménagères et de vinasses concentrées provenant de distilleries de cognac, fermenté au laboratoire ou par voie industrielle, est très voisine de celle des éléments nutritifs contenus dans du fumier de ferme.

INTRODUCTION

La production annuelle de vinasses de distillerie dans la région de Cognac se situe actuellement aux environs de 4 millions d'hl ; l'extension du vignoble charentais laisse prévoir que, d'ici une décennie, il faudra compter sur une production annuelle de vinasses de l'ordre de 7 millions d'hl.

Jusqu'à une époque récente, ce sous-produit de la fabrication du cognac était : soit rejeté dans les cours d'eau, tel quel ou après évaporation à l'air libre, soit épandu entre les rangs de vigne, généralement après addition de sulfate ferreux en vue de combattre la chlorose ferrique. Si l'épandage sur le sol peut encore constituer une solution concevable dans le cas de petites unités de distillation situées au cœur du vignoble, il est bien évident que, compte tenu de leur très grande DBO, l'élimination des quantités massives de vinasses produites par les grandes unités de distillation qui ne disposent pas toujours d'une surface d'épandage suffisante pose un problème considérable. La création récente d'une usine destinée à la récupération des tartrates

présents dans les vinasses pourrait être de nature à apporter une solution à ce problème. En effet, le procédé d'extraction des tartrates est basé sur une concentration préalable des vinasses (avant l'addition de carbonate de calcium provoquant la précipitation du tartrate de calcium), ce qui diminue d'autant le volume de sous-produit à éliminer. Le produit concentré se présente sous forme d'une liqueur sirupeuse, que les promoteurs de l'usine ont eu l'idée de faire absorber par un substrat solide constitué d'ordures ménagères ; ceci permet, après fermentation du mélange, d'obtenir un compost dont on peut envisager l'utilisation comme amendement organique.

Le but de ce travail est d'apprécier la valeur fertilisante de ce compost, en le comparant à un amendement organique traditionnel constitué par du fumier de ferme.

Deux types de composts ont été expérimentés : l'un a été préparé au laboratoire par mélange de petites quantités d'ordures ménagères et de vinasses concentrées, l'autre a été élaboré au stade pré-industriel, en atelier pilote, les ordures ménagères étant alors enrichies en écorces de résineux de manière à augmenter la teneur en carbone d'origine végétale du compost final.

I. — ÉTUDE DE LA VALEUR FERTILISANTE D'UN COMPOST PRÉPARÉ AU LABORATOIRE PAR MÉLANGE D'ORDURES MÉNAGÈRES ET DE VINASSES DE DISTILLERIE CONCENTRÉES

La fermentation a été conduite dans des béchers de 1 000 ml contenant un mélange à 50 p. 100 en poids de vinasses concentrées à 41 p. 100 d'humidité et d'ordures ménagères préalablement fermentées et contenant 19 p. 100 d'eau ; du sulfate ferreux a été ajouté à raison de 6 p. 100 au moment de la préparation du mélange, en vue de l'amélioration possible du pouvoir antichlorosant du compost final. A la température du laboratoire, la fermentation démarre très rapidement et se poursuit durant environ un mois.

Un mois et demi après le démarrage de l'expérience, le mélange fermenté a été homogénéisé, séché à l'air puis pulvérisé. Les caractéristiques du produit obtenu, ainsi que celles des ordures utilisées et d'un échantillon de fumier, sont indiquées dans le tableau 1. On constate que les teneurs en acide phosphorique et surtout en potasse du mélange sont plus élevées que celles des ordures ménagères, ce qui s'explique par la richesse en potasse des vinasses concentrées. Par contre, la teneur en azote du produit final n'atteint pas la valeur que l'on aurait pu prévoir compte tenu de la teneur en cet élément des vinasses concentrées (2,5 p. 100 de la matière sèche) : il est vraisemblable qu'en raison du pH relativement élevé du compost obtenu dans ces conditions, une petite fraction de l'azote a dû être dissipée sous forme ammoniacale.

L'étude de la biodégradabilité, réalisée en mesurant la consommation horaire d'oxygène au respiromètre Warburg, indique qu'elle demeure nettement inférieure à celle d'un poids identique de fumier et à peine supérieure à celle des ordures ménagères (fig. 1). Dans les conditions expérimentales qui viennent d'être décrites, une

TABLEAU I

Composition d'un fumier de ferme, d'ordures ménagères, et d'un produit obtenu par fermentation au laboratoire d'un mélange ordures ménagères-vinasses concentrées de distillerie

(Résultats exprimés par rapport à la matière sèche)

	Fumier de ferme	Ordures ménagères	Mélange fermenté d'ordures ménagères et de vinasses concentrées
Carbone (%)	39,3	19,2	21,0
Azote (%)	2,33	1,36	1,35
C/N	16,9	14,0	15,6
Potasse (K_2O) (%)	3,2	0,53	1,92
Magnésium (%)	0,45	0,39	0,26
Calcium (%)	0,89	5,05	5,43
Acide phosphorique (%) ..	1,67	0,82	0,95
Fer (%)	0,09	2,11	3,09
Bore (mg/kg)	—	45	65
Cuivre (mg/kg)	48	521	411
Manganèse (mg/kg).....	463	745	646
Zinc (mg/kg)	272	1 630	1 141

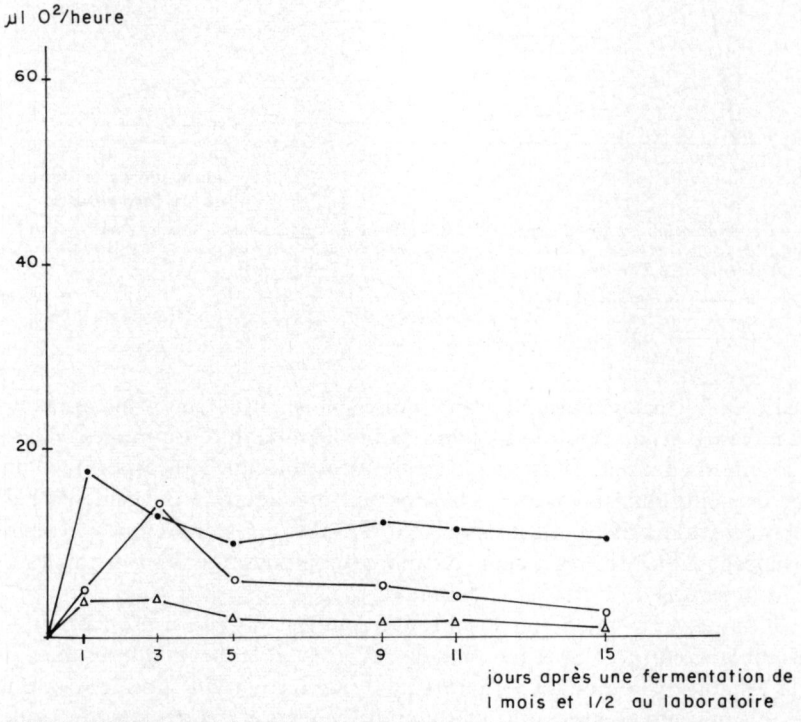


FIG. 1. — *Consommation horaire d'oxygène à 28°C mesuré à l'appareil de Warburg pour un poids déterminé* (40 mg) *de fumier de ferme, d'ordures ménagères et d'un mélange fermenté durant un mois et demi de vinasses concentrées de distillerie et d'ordures ménagères.*

●———● fumier de ferme
○———○ mélange fermenté d'ordures ménagères et de vinasses concentrées de distillerie
△———△ ordures ménagères.

fermentation d'une durée d'un mois et demi a donc suffi à assurer largement la disparition des substances les plus biodégradables contenues dans les vinasses ; ceci est confirmé par l'étude de la biodégradabilité, mesurée à l'appareil de Warburg, d'un mélange d'ordures ménagères-vinasses, fraîchement préparé (fig. 2) : le maximum

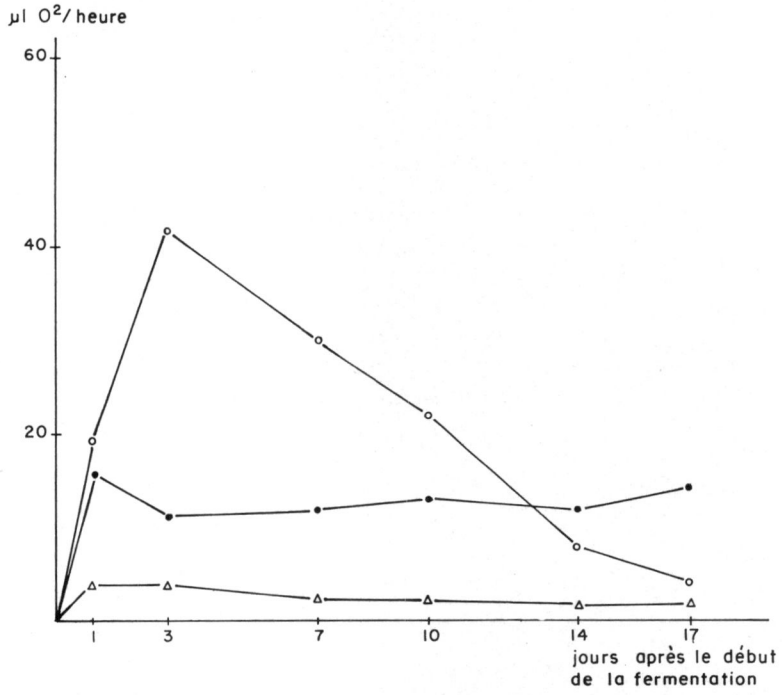


FIG. 2. — *Consommation horaire d'oxygène à 28°C mesuré à l'appareil de Warburg pour un poids déterminé* (40 mg) *de fumier de ferme, d'ordures ménagères et d'un mélange fraîchement préparé de vinasses concentrées de distillerie et d'ordures ménagères.*

●———● fumier de ferme
○———○ mélange d'ordures ménagères et de vinasses concentrées de distillerie
△———△ ordures ménagères.

d'intensité de la consommation horaire d'oxygène se situe trois jours après la confection du mélange et, au bout de 15 jours, la biodégradabilité du produit devient inférieure à celle du fumier. Il est donc très improbable que l'incorporation au sol du mélange fermenté durant un mois et demi puisse conduire aux accidents habituellement observés à la suite de l'enfouissement de substances organiques très fermentescibles (blocages d'azote, réduction du milieu et production de substances toxiques en milieu anaérobie).

La mesure de la valeur fertilisante du compost obtenu a été réalisée en serre, en utilisant une culture expérimentale de ray-grass d'Italie, conduite dans de petits vases de végétation contenant chacun 1 kg d'une terre argilo-calcaire des Charentes, tamisée à 4 mm et maintenue à une humidité constante correspondant à 60 p. 100 de la capacité maximum de rétention en eau.

Le compost et l'amendement organique de référence (fumier de ferme, dont les caractéristiques sont indiquées dans le tableau 1) ont été incorporés dans les pots,

sous forme d'une poudre intimement mélangée au sol ; la quantité d'amendement introduite représente 9 t/ha de matière sèche, ce qui correspond environ à 30 t/ha de fumier de ferme frais, et à 14 t/ha du mélange ordures ménagères et vinasses concentrées.

Les traitements suivants ont été appliqués :

1° apport d'une fertilisation minérale seule ;

2° apport d'une fertilisation minérale seule et de fer sous forme de sulfate ferreux en quantité équivalente à celle apportée par les 9 t/ha de compost ;

3° apport de fumier de ferme ;

4° apport de fumier de ferme et de fer sous forme de sulfate ferreux en quantité équivalente à celle apportée par le compost ;

5° apport du compost préparé au laboratoire.

Pour tous les traitements, comportant chacun 6 répétitions, on a pris soin d'assurer une compensation en éléments fertilisants principaux (azote, potasse, acide phosphorique, magnésie), de façon à ce que les quantités d'éléments fertilisants apportés par les deux amendements organiques ou la fumure strictement minérale soient identiques.

Quatre coupes successives, espacées de 3 semaines à un mois, ont été réalisées ; pour chacune d'entre elles, on a mesuré les rendements (poids de matière sèche produite) et déterminé les exportations en éléments fertilisants principaux.

TABLEAU 2

Comparaison de l'influence du fumier de ferme, d'une fertilisation minérale et du mélange fermenté vinasses concentrées de distillerie-ordures ménagères sur le rendement du ray-grass

(Production cumulée de la matière sèche de 4 coupes)

	Indices de comparaison
Fertilisation minérale seule	100
Fertilisation minérale et sulfate de fer	104
Fumier de ferme	51
Fumier de ferme et sulfate de fer	92
Mélange fermenté ordures ménagères et vinasses concentrées de distillerie	96

Les résultats obtenus sont indiqués dans le tableau 2 ; aucune différence significative n'existe entre la plupart des traitements. Seul, le traitement fumier conduit à une production végétale beaucoup plus faible ; cet effet dépressif a pu être attribué à une carence du sol en soufre, masquée dans les autres traitements soit par l'apport de sulfate ferreux, soit par la fertilisation minérale qui comprend, entre autres, du superphosphate et du sulfate de potasse.

Exception faite du traitement correspondant à l'apport de fumier seul, les exportations en éléments fertilisants principaux sont également très voisines pour tous les traitements (tabl. 3).

TABLEAU 3

Exportations totales en éléments fertilisants au cours des 4 coupes de ray-grass (en mg/pot). *Comparaison fumier de ferme-fertilisation minérale-mélange ordures ménagères et vinasses de distillerie, fermenté au laboratoire*

	Azote	Acide phosph.	Potasse	Magnésium
Fertilisation minérale seule	215	63	371	22
Fertilisation minérale et sulfate de fer	215	61	368	20
Fumier de ferme	144	40	196	14
Fumier de ferme et sulfate de fer	174	57	323	19
Mélange fermenté ordures ménagères et vinasses concentrées de distillerie	180	55	335	17

Ces résultats permettent donc de conclure que le compost obtenu par fermentation au laboratoire d'un mélange de vinasses concentrées et d'ordures ménagères n'exerce pas d'effet dépressif sur la culture expérimentale de ray-grass, et que les éléments fertilisants que contient ce mélange sont disponibles pour la plante d'une manière comparable à celle des principes nutritifs contenus dans le fumier.

II. — ÉTUDE DE LA VALEUR FERTILISANTE DU COMPOST PRÉPARÉ PAR VOIE PRÉ-INDUSTRIELLE

Le compost expérimenté a été préparé en usine en ajoutant, à un mélange de gadoues et d'écorces de résineux, de la vinasse concentrée et détartrée à raison d'environ 50 p. 100 en poids. Après fermentation en plein air durant un peu plus de 3 mois, un échantillon de produit a été prélevé, séché et pulvérisé. Sa composition moyenne est indiquée dans le tableau 4.

L'appréciation de la valeur fertilisante du compost a été faite en utilisant un dispositif identique à celui décrit précédemment pour mesurer la valeur fertilisante du compost préparé au laboratoire. L'amendement organique de référence est constitué du même échantillon du fumier de ferme. Les traitements suivants, répétés chacun cinq fois, ont été appliqués :

1° apport de l'équivalent de 9 t/ha de matière sèche de fumier de ferme ;
2° apport de — 18 t/ha — —
3° apport de — 72 t/ha — —
4° apport de — 9 t/ha — de compost ;
5° apport de — 18 t/ha — de compost ;
6° apport de — 72 t/ha — de compost ;

7° apport d'une fertilisation minérale correspondant à l'apport de 9 t/ha de fumier de ferme ;

8° apport de l'équivalent de 9 t/ha de compost, auquel on a ajouté une fumure minérale de compensation de manière à obtenir un enrichissement total du sol en azote, acide phosphorique et potasse, sous forme minérale et organique, identique à celui des traitements 1 et 7.

TABLEAU 4

Composition du mélange ordures ménagères, écorces de résineux et vinasses de distillerie concentrées, fermenté par voie imdustrielle

(Résultats exprimés par rapport à la matière sèche)

Carbone (%)	11,4
Azote (%)	0,53
C/N	21,5
Acide phosphorique (%)	0,67
Potasse (%)	0,43
Calcium (%)	15,1
Magnésium (%)	0,28
Fer (%)	4,28
Cuivre (mg/kg)	426
Zinc (mg/kg)	1 000
Manganèse (mg/kg)	450

Deux coupes ont été réalisées à un mois d'intervalle. Les pesées de récoltse (tableau 5) indiquent qu'en l'absence de fertilisation minérale (traitements 1 à 6), les rendements sont nettement plus faibles : ceci s'explique sans doute par le fait

TABLEAU 5

Comparaison de l'influence d'un fumier de ferme, d'une fertilisation minérale, et d'un mélange de vinasses concentrées de distillerie et d'ordures ménagères fermenté par voie industrielle sur le rendement du ray-grass

(Résultats exprimés en g de matière sèche par pot)

Traitement	Coupe I	Coupe II	Total	Ind. de comparaison
1. Équivalent de 9 t/ha de MS de fumier	1,47	0,67	2,14	52
2. — 18 t/ha — —	1,58	0,69	2,27	55
3. — 72 t/ha — —	1,95	1,03	2,98	72
4. — 9 t/ha — de compost	1,76	0,84	2,60	63
5. — 18 t/ha — —	1,74	0,86	2,60	63
6. — 72 t/ha — —	1,94	0,93	2,87	70
7. Fertil. minérale correspond. à l'apport de 9 t/ha de fumier de ferme	2,90	1,21	4,11	100
8. Équivalent de : 9 t/ha de compost + fumure minérale permettant enrichissement total en N-P-K égal à 1. et 7.	2,56	1,00	3,56	87
p.p.d.s. 5 p. 100 =	0,25 g	0,17 g		
1 p. 100 =	0,34 g	0,23 g		

que la fourniture d'éléments fertilisants se fait à un rythme plus lent à partir du fumier de ferme et du compost qu'à partir des engrais minéraux. On constate par ailleurs que, pour les deux coupes, les plus fortes doses d'amendement organique (72 t/ha) sont significativement supérieures aux autres doses expérimentées ; cependant, il n'y a pas, à cette dose, de différence entre l'effet du fumier et celui du compost. Par contre, à la première coupe, le traitement 9 t/ha de compost est significativement supérieur au traitement 9 t/ha de fumier et, à la seconde coupe, les traitements 9 t/ha et 18 t/ha de compost sont significativement supérieurs aux traitements 9 t/ha et 18 t/ha de fumier.

Cette légère supériorité du compost, observée pour les deux premières coupes de ray-grass, peut s'expliquer : soit par un rythme de libération des éléments fertilisants du compost mieux adapté aux exigences de la graminée (ce que paraissent confirmer les plus grandes exportations mesurées pour les traitements 9 et 18 t/ha, tableau 6), soit par la présence dans le compost d'importantes quantités de métaux lourds qui ont peut-être permis de corriger des carences en micro-éléments du sol argilo-calcaire utilisé au cours de cette expérimentation.

TABLEAU 6

Exportations totales en éléments fertilisants au cours des deux coupes de ray-grass
(en mg/pot)

Traitement	Azote	Acide phosphor.	Potasse	Magnésium
1. Équivalent de 9 t/ha de MS de fumier	35	27	101	5
2. — 18 t/ha — —	39	31	96	6
3. — 72 t/ha — —	52	46	152	7
4. — 9 t/ha — de compost	48	35	109	6
5. — 18 t/ha — —	47	34	108	6
6. — 72 t/ha — —	49	38	121	6
7. Fertil. minérale correspond. à l'apport de 9 t/ha de fumier de ferme	72	43	199	9
8. Équivalent de : 9 t/ha de compost + fumure minérale permettant enrichissement total en N-P-K égal à 1. et 7.	75	40	136	6

CONCLUSION

Les expériences décrites montrent que la valeur fertilisante d'un compost constitué d'un mélange fermenté d'ordures ménagères et de vinasses concentrées provenant de distilleries de cognac, bien qu'inférieure à celle d'un engrais minéral, est au moins égale à celle d'un fumier de ferme ; la valeur de ce compost considéré comme amendement organique sera précisée par des expérimentations en plein champ, qui ont été mises en place sur Vigne ou sur Maïs.

L'addition de vinasses aux ordures ménagères — lesquelles sont largement utilisées à l'état brut et depuis fort longtemps dans certains vignobles — notamment dans le vignoble champenois — pourrait donc contribuer à apporter une solution au problème souvent aigu que pose l'élimination de ces sous-produits de l'industrie et de la consommation.

Reçu pour publication en janvier 1974.

SUMMARY

ANOTHER POSSIBLE USE OF DISTILLER'S MASH FOR AGRICULTURE

Through a series of experiments carried out under glass on Italian rye-grass grown in small plant containers, it was shown that the availability to the plant of nutrients contained in a mixture of house-hold refuse and concentrated residuary liquor from brandy distilleries, fermented in the laboratory or industrially, is very similar to that of the nutrients contained in farm manure.

ZUSAMMENFASSUNG

NEUE MÖGLICHKEITEN FÜR DIE VERWENDUNG VON BRANNTWEINSCHLEMPEN IN DER LANDWIRTSCHAFT

Mit Hilfe einer Reihe von Treibhausversuchen, die mit italienischem Weidelgras in kleinen Töpfen durchgeführt worden sind, wird gezeigt, dass die Verfügbarkeit von Nährstoffen für die Pflanze, die in einem Gemisch von Haushaltsabfällen und von Branntweinschlempe enthalten sind (im Laboratorium oder industriell vergoren), sehr nahe der von im Stall-mist enthaltenen Nährstoffen ist.

РЕЗЮМЕ

Новые возможности применения барды винокуренных заводов в сельском хозяйстве.

Г. ЖЮСТ.

При помощи опытов, проведенных в теплице с итальянским райграссом, культивировавшимся в небольших вегетационных сосудах, доказывается что предоставление растению питательных элементов содержащихся в смеси городских отбросов и концентрированной барды с винокуренных коньячных заводов, переброженной в лабораторных или промышленных условиях, дает резултаты приблизительно того-же порядка что и при применении навоза.

EFFLUENTS D'ÉLEVAGES

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 351-381.

POSSIBILITÉS DE LIMITATION DES NUISANCES ET DES POLLUTIONS DUES AUX ÉLEVAGES PORCINS

D. BALLAY et G. CATROUX *

Division Qualité des Eaux, Pêche et Pisciculture, C. T. G. R. E. F., 14, avenue de Saint-Mandé, 75012 Paris

* *Laboratoire de Microbiologie des Sols, Centre de Recherches de Dijon, I. N. R. A., B. V. 1540, 21034 Dijon Cedex*

RÉSUMÉ

Après avoir rappelé la composition physicochimique et microbiologique des effluents de porcheries en précisant les facteurs qui la modifient, les différents traitements applicables aux lisiers de porcheries sont étudiés. Les possibilités suivantes sont détaillées : stockage, épandage, déshydratation, séparation des matières en suspension, traitements biologiques anaérobies et aérobies, compostage et récupération de protéines pour l'alimentation du bétail. Il est proposé ensuite plusieurs systèmes de traitement combinant les opérations précédentes pour que l'évacuation des déchets dans le milieu naturel s'opère avec les risques minima de pollution et de nuisances.

A. — INTRODUCTION

Le développement en France de l'élevage porcin et la mise en place d'unités groupant plusieurs centaines ou plusieurs milliers d'animaux surviennent au moment où le grand public s'intéresse de plus en plus à la protection de l'environnement.

Comme tous ceux qui produisent, l'éleveur de porcs risque d'être un pollueur et les précautions pour éliminer sans nuisances les déchets de l'élevage prennent une part croissante dans ses préoccupations.

Après avoir rappelé la composition des effluents d'élevages porcins, nous présenterons les divers traitements applicables aux lisiers de porcherie et indiquerons ensuite comment l'éleveur peut combiner ces différentes opérations élémentaires pour que le retour des déchets au milieu naturel, sol ou rivière, s'opère avec le moins possible de pollution ou de nuisances.

B. — COMPOSITION DES EFFLUENTS D'ÉLEVAGES PORCINS

1. — *Facteurs modifiant la composition des effluents*

Le poids et le type d'animal, l'alimentation, la conduite de l'élevage ainsi que le mode de logement et de nettoyage sont les principaux facteurs modifiant à l'émission, soit la charge polluante produite par animal, soit la concentration des effluents. *Le poids des animaux* est certainement le facteur influant le plus sur la charge polluante rejetée et, pour le porc en croissance (de 30 à 80 kg), plusieurs auteurs ont montré que la charge polluante produite par animal et par jour croit linéairement avec le poids de l'animal. La relation suivante a été proposée (SALMON-LEGAGNEUR *et al.*, 1973) :

$$DBO_5 \text{ produite (g/jour)} = 1{,}6 \text{ Poids (kg)} - 10 \qquad \text{soit}$$

70 g de DBO_5 par jour pour un porc de 50 kg. Une production journalière moyenne de 260 g de DCO, 130,6 g de DBO (DBO ultime), 295 g de matières sèches et 235 g de matières en suspension pour 50 kg de poids vif a été trouvée (SCHMID et LIPPER, 1969) alors que, pour le même poids, une production journalière de 500 g de matières sèches a été avancée (MUEHLING, 1969).

Le type d'animal conditionne l'importance de la charge polluante produite (SALMON-LEGAGNEUR *et al.*, 1973) : au kilo de poids vif, le porcelet pollue beaucoup plus que le porc en croissance et la truie beaucoup moins. La répartition de la pollution entre l'urine et les fèces selon cet auteur, change avec le stade physiologique, la charge polluante de l'urine s'accroissant moins vite avec le poids et restant plus « biodégradable » que celle des fèces.

La composition de la ration peut avoir une grande influence sur la charge polluante émise (SALMON-LEGAGNEUR *et al.*, 1973). Ces derniers, travaillant sur des lots de truies, constatent que l'augmentation du taux d'azote du régime conduit à une augmentation de l'azote excrété, la DCO et la DBO_5 excrétées changeant peu. De plus, la présence de lipides à des teneurs supérieures à 5 p. 100 dans la ration augmente la DCO et la DBO_5. En ce qui concerne les glucides, le remplacement de glucides digestibles comme l'amidon par de la cellulose n'influerait que sur la DCO rejetée qui augmente, le rapport DBO/DCO diminuant. Ces travaux montrent par ailleurs que l'utilisation de céréales comme l'avoine est plus « polluante » (DBO et DCO) que l'utilisation du maïs, elle-même légèrement plus « polluante » (DBO) que l'utilisation du blé.

Cet aspect particulier est important à souligner, et, dans l'avenir, les très grosses unités de production devront tenir compte de l'influence de la ration sur la charge polluante rejetée pour le choix d'un système de production.

La conduite de l'élevage, notamment la distribution de l'aliment, peut occasionner assez facilement des pertes en aliments de l'ordre de 10 à 20 p. 100, ce qui représente une perte double pour l'éleveur puisque, outre la perte d'aliment, la charge polluante à éliminer augmente d'autant.

TABLEAU I

Charge polluante des effluents de porcherie

Compositions moyennes du lisier et quantités produites par animal

Référence	Poids des animaux	Quantité effluent (kg/j)	Matières sèches		Matières organiques		DCO		DBO[5]		DBO/DCO
			g/jour	effluent (%)	g/jour	MS (%)	g/jour	effluent (mg/kg)	g/jour	effluent (mg/kg)	
TAIGANIDES, 1964	45,3	2,26	380	17	320	83	380	168 000	170	75 200	0,45
HART *et al.*, 1965	45,3	1,27	360	28,2	280	78	340	267 000	90	70 800	0,26
JEFFREY, 1965.....	?	4,21	752	17,8	650	87	1 020	242 000	200	47 500	0,19
CONVERSE, 1969.....	56,6	2,94	290	10,1	240	82	490	166 600	180	61 200	0,37
SCHMID *et al.*, 1969	47	3,78	272	7,2	223	82	234	62 000	130,6 (5)	34 500	0,37 (5)
WHEATLAND, 1970	68	4,50	500	11,1					137	30 400	
SALMON-LEGAGNEUR *et al.*, 1973	50	2,84	248	8,7			143,5	50 500	75,2	26 500	0,46
STAMBOULI (1)	70 (2)	6,8	420 (4)				600		155		
STAMBOULI (1)	70 (2) (3)	31	410 (4)				570		250		
STAMBOULI (1)	75 (2) (3)	20	205 (4)				356		142		

(1) Y compris eau de lavage et pertes d'aliments.
(2) Poids moyen.
(3) Alimentation lactosérum.
(4) Matières en suspension.
(5) DBO ultime.

Le mode de logement et de nettoyage est un facteur de dilution important et à ce sujet, une étude réalisée à la demande du Ministère de l'Agriculture a montré que le volume d'effluent rejeté par porc et par jour peut varier de 11 à 18 litres lorsque l'on passe du nettoyage à sec au nettoyage hydraulique. De même, il a été montré, sur une porcherie de truies en gestation avec évacuation automatique des matières solides et récolte séparée des liquides, que le volume d'effluent liquide rejeté pouvait varier de 2,8 l par truie et par jour pour un logement sur paille et sans lavage à 23 l pour un logement sans litière avec deux lavages par jour (SALMON-LEGAGNEUR *et al.*, 1973).

Signalons encore l'influence du stockage sur la composition des lisiers, ces derniers subissant en cours de stockage des modifications importantes, tant pour la charge polluante que pour les odeurs. Cette question sera examinée en détail dans la suite de l'article.

2. — *Composition des effluents de porcheries*

2. 1. *Composition physico-chimique : charge polluante et valeur fertilisante.*

Compte tenu de l'influence des facteurs cités précédemment sur la composition des effluents de porcheries, il ne faut pas s'étonner de trouver à l'analyse des résultats assez variables d'une porcherie à une autre. Les données de la littérature ont été rassemblées dans les tableaux 1 et 2 ; elles correspondent généralement à des mesures effectuées sur effluents non stockés.

TABLEAU 2

Valeur fertilisante des effluents de porcherie

Compositions moyennes et quantités produites par animal

Référence	Poids des animaux (kg)	Quantité effluent (kg/j)	Azote total		P_2O_5		K_2O	
			g/j	effluent (%)	g/j	effluent (%)	g/j	effluent (%)
TAIGANIDES, 1964	45,3	2,26	23	1,2				
HART *et al.*, 1965	45,3	1,27	14	1,14	11	0,89		
CONVERSE, 1969	56,6	2,94	15,8	0,54	15	0,52	7	0,22
SALMON-LEGAGNEUR *et al.*, 1973 (1)	50	2,84	28,4	1				
COPPENET, 1974	entre 30 et 100	6		0,40-0,65		0,30-0,50		0,30-0,40
MCALLISTER, 1962	?	?		0,37		0,20		0,20

(1) Animaux en cage de métabolisme.

Pour la charge polluante, le tableau 1 donne les concentrations dans les effluents analysés et les quantités produites par jour et par animal. Le tableau 2 rassemble sous une forme identique les données relatives à la valeur fertilisante.

L'ensemble de ces résultats montre que les lisiers de porcs ont une teneur en matières sèches comprise entre 7,2 et 28,2 p. 100. La Demande Chimique en Oxygène

(DCO) est comprise entre 50 000 et 267 000 mg par litre alors que la Demande Biochimique en Oxygène à cinq jours (DBO_5) varie entre 26 500 et 75 200 mg par litre. Quant à la valeur fertilisante, la teneur en azote totale des lisiers varie de 0,35 à 1,2 p. 100, la teneur en acide phosphorique (P_2O_5) de 0,20 à 0,89 p. 100 et la teneur en potasse (K_2O) de 0,20 à 0,40 p. 100.

Une attention particulière doit être portée aux éléments mineurs contenus dans les lisiers tels que cuivre, zinc et manganèse puisque, dans le cas d'épandages répétés, ces éléments peuvent s'accumuler dans le sol et conduire à des phénomènes de toxicité pour les végétaux comme cela a été signalé à propos de l'épandage des boues de ville (BERROW et WEBER, 1972 ; COPPENET, 1974).

Des teneurs en cuivre variant de 82,3 à 1 421 mg par kg de matières sèches pour les fèces ont été trouvées, la plus forte teneur étant obtenue dans le cas de rations supplémentées en cuivre (ROBINSON, SAXTON et BAXTER, 1971). La teneur en zinc varie de 1 500 à 1 821 mg par kg et la teneur en manganèse varie de 128 à 247 mg par kg de matières sèches de fèces. L'influence possible du cuivre utilisé pour supplémenter les rations, sur l'épuration du lisier par voie aérobie a été démontrée (ROBINSON, BAXTER et SAXTON, 1970).

Certains auteurs ont étudié la composition du lisier en éléments fertilisants mineurs (TAIGANIDES *et al.*, 1966). Les résultats connus sont reportés dans le tableau 3.

TABLEAU 3

Concentration en éléments fertilisants mineurs dans le lisier de porc
(d'après TAIGANIDES, 1966)

Élément	Concentration (mg/l)
Calcium	5 632
Magnésium	790
Soufre	1 438
Fer	275
Zinc	59,9
Bore	41,9
Cuivre	15,5

2. 2. *Composition microbiologique des effluents de porcherie.*

Le lisier de porc frais peut contenir, par gramme, environ 10^8 germes aérobies et 10^7 germes anaérobies. Parmi ces germes, de l'ordre de 6.10^5 sont des entérobactéries (RIVIÈRE, SUBTIL et CATROUX, 1974).

C'est sous l'influence de cette microflore que le lisier va évoluer au stockage en donnant naissance à de mauvaises odeurs. En effet, les germes « générateurs d'odeurs » sont présents en assez grand nombre dans le lisier frais, de l'ordre de 5.10^6 par gramme (germes indologènes, produisant du H_2S, sulfatoréducteurs).

Par ailleurs, certaines maladies des porcs sont transmissibles à l'homme et le rejet dans le milieu naturel d'un lisier traité ou non peut être une voie de propaga-

tion de ces maladies. Les principales maladies des porcs pouvant être contractées par l'homme sont les suivantes (DIESCH, 1970) :

— les salmonelloses causées par des *Salmonella*, germes pouvant survivre de plusieurs semaines à trois mois dans les eaux de surface et l'eau de boisson,

— les leptospiroses causées par des *Leptospira* qui peuvent survivre plusieurs semaines dans l'eau,

— l'anthrax dont le germe responsable est particulièrement résistant et peut survivre de nombreuses années dans les sols,

— la brucellose causée par *Brucella* qui survit plus de deux mois dans le lisier et de 10 à 120 jours à 25°C dans l'eau,

— l'érysipèle dont le germe responsable survit 4 à 5 jours dans l'eau et 21 jours dans le sol,

— les colibacilloses causées par *Escherichia Coli* qui est détruit généralement par un chauffage de 30 minutes à 60°C mais qui survit bien dans le sol et les eaux.

Bien que nous n'ayons pas connaissance d'accidents graves causés par les effluents d'élevage, il faut prévoir que la construction d'unités de plusieurs milliers de porcs peut accroître ces risques qui devront être pris en considération lors du choix d'un système de production et d'élimination des lisiers.

C. — STOCKAGE DES EFFLUENTS

Le stockage du lisier est une nécessité qui s'impose à l'éleveur utilisant l'épandage. En effet, les conditions climatiques et le stade végétatif des cultures ne permettent pas d'utiliser l'épandage toute l'année. On peut distinguer deux formes de stockages : le stockage en fosse qui est la solution la plus utilisée et le stockage aéré.

Lors du stockage du lisier en fosse, il se produit une dégradation anaérobie dont les principes seront détaillés au chapitre Traitements.

D'après nos travaux (RIVIÈRE, SUBTIL et CATROUX, 1974), l'évolution physico-chimique du lisier au stockage n'est pas négligeable en période estivale puisque, après deux mois de stockage, la DCO peut diminuer de plus de 40 p. 100, la DBO_5 de plus de 70 p. 100 et l'azote total de plus de 40 p. 100. Cette évolution affecte la valeur fertilisante du lisier puisque une partie importante de l'azote est perdue, aucun changement n'étant constaté pour le phosphore et le potassium.

Parallèlement à cette évolution physico-chimique, la microflore des lisiers va évoluer au stockage, conduisant à une diminution de l'ensemble de la microflore, avec une diminution importante des germes d'origine fécale, les germes « producteurs d'odeurs » semblant moins affectés (RIVIÈRE, SUBTIL et CATROUX, 1974). Selon certains auteurs, les odeurs sont le fait de plusieurs types de composés, H_2S, NH_3, amines volatiles, mercaptans, aldéhydes et cétones (HARTUNG, HAMMONG et MINER, 1971). Plusieurs procédés ont été proposés pour lutter contre la formation de ces odeurs. L'utilisation de la chaux à raison de 160 g par 100 kg de poids vif et par jour permettrait de maintenir le pH du lisier entre 9 et 11, ce qui supprime la production de H_2S et de CO_2 probablement en inhibant la microflore du lisier ; en revanche, le dégagement d'ammoniac augmente (HAMMOND, 1968). Ce même auteur a obtenu, par chlo-

ration du lisier à raison de 82 g de chlore actif par 100 kg de poids vif et par jour, une suppression totale de la production de H_2S, CO_2 et NH_3. Ces procédés semblent cependant trop onéreux pour trouver une application importante. Parmi les autres procédés proposés, il faut citer l'emploi de produits chimiques détruisant ou masquant les odeurs, ainsi que l'ensemencement des lisiers par des germes capables de détruire les odeurs ou d'empêcher leur formation. A notre sens, il est prématuré, compte tenu des connaissances actuelles en écologie microbienne, de vouloir utiliser de tels ensemencements dans des lisiers déjà très riches en germes bien adaptés à ce milieu.

L'aération paraît actuellement le meilleur moyen de maîtriser les odeurs au stockage.

D. — ÉPANDAGE

1. — *Pouvoir épurateur du sol*

L'utilisation du sol comme milieu récepteur pour les lisiers est un procédé qui permet de restituer au sol des matières fertilisantes et qui assure probablement une meilleure protection de l'environnement que tous les autres procédés.

En effet, le sol est un système épurateur qui filtre l'eau, peut la retenir ainsi que les matières dissoutes, permet l'action épuratrice des microorganismes et supporte la croissance des cultures qui vont réexporter les éléments fertilisants apportés par l'épandage.

Il faut rappeler que le sol peut « épurer » de l'ordre de 200 à 2 000 kg de DCO par hectare et par jour et que les exportations par les récoltes peuvent être importantes : un hectare de maïs exporte environ 100 kg d'azote, 40 kg de P_2O_5 et 30 à 40 kg de K_2O. De même, un hectare de prairie temporaire à fort rendement pourra exporter dans l'année jusqu'à 400 kg d'azote, 100 kg de P_2O_5 et 400 kg de K_2O (CATROUX, GERMON et GRAFFIN, 1974).

2. — *Fertilisation par le lisier*

Nous avons vu qu'un lisier non dilué apporte par m^3 de 3,5 à 12 kg d'azote, de 2 à 9 kg de P_2O_5 et de 2 à 4 kg de K_2O, et environ 100 kg de DCO. Le sol va pouvoir dégrader sans peine cette matière organique, il va pouvoir fixer le phosphore et la potasse et va nitrifier l'azote et le transformer en nitrates qui peuvent être entraînés dans les nappes. Ces chiffres montrent que l'épandage de lisier trouve sa limite dans la quantité d'azote épandu qui ne devrait pas dépasser les exportations par les récoltes. C'est aussi la conclusion d'une étude sur l'épandage de lisiers de bovins (BARTLETT et MARRIOT, 1971).

Cette notion doit cependant être pondérée par les faits suivants :

— il peut y avoir des pertes d'azote à partir du sol par dénitrification, pour peu qu'il y ait des conditions anaérobies et présence de matières organiques fermentescibles ;

— certaines cultures, particulièrement les prairies, sont capables de retenir provisoirement des quantités importantes d'azote ;

— et enfin, l'azote apporté n'est pas minéralisé et nitrifié en totalité immédiatement, la quantité rapidement disponible pour les plantes étant estimée à environ

50 p. 100 (COPPENET, 1970 ; MCALLISTER, 1962). Ceci est dû pour une part à la vitesse de dégradation propre des matières organiques mais aussi au fait que la microflore des sols consomme pour son propre compte une fraction de l'azote pour décomposer les matières organiques contenues dans le lisier. Et cet azote réorganisé ne se trouvera libéré et transformé en nitrates que plus tard.

Le problème des superficies disponibles dans l'exploitation est capital pour de nombreux éleveurs :

Le chiffre de 10 porcs par hectare, correspondant à un apport d'azote de 70 à 140 unités, peut sans doute être largement dépassé si l'épandage est conçu comme un apport de fertilisants, fractionné et adapté aux périodes de végétation, et pas uniquement comme un moyen de se débarrasser d'un déchet.

Il reste que si l'on calcule le bilan des apports d'azote à l'exploitation et des exportations et, compte tenu du fait que le lisier de porcherie provient en fait presque entièrement d'éléments achetés à l'extérieur de l'exploitation, il peut être difficile à l'éleveur d'équilibrer le bilan azoté de son exploitation pour peu que le nombre de porcs soit important.

L'azote constitue donc un des principaux facteurs limitants dans l'épandage du lisier et, paradoxalement les éleveurs disposant de petites superficies pourront être intéressés par des procédés de traitement qui entraînent une certaine réduction de sa valeur fertilisante.

3. — *Aspect pratique*

L'épandage du lisier peut présenter des risques de pollution soit par entraînement de polluants organiques dans les eaux soit par entraînement d'un excès d'azote. Par ailleurs, le problème des odeurs n'est pas à négliger.

Il convient donc de tenir compte de ces contraintes pour tout épandage de lisier et si, par un apport judicieusement calculé, on ne risque pas de polluer les nappes, encore faut-il tenir compte des possibilités d'entraînement par ruissellement.

Le problème des odeurs, si l'on épand un lisier non stabilisé au stockage, peut se trouver résolu par l'utilisation d'un matériel d'enfouissement.

Plusieurs dispositifs d'injection dans le sol, à 10 ou 20 cm de profondeur sont maintenant disponibles, et seront certainement encore perfectionnés.

Une injection plus profonde augmente les risques d'entrainement des éléments polluants vers les nappes et paraît donc moins satisfaisante.

Ces procédés d'enfouissement ne peuvent malheureusement s'utiliser que sur des terrains peu caillouteux et de faible pente et avec des tracteurs puissants.

E. — TRAITEMENTS PHYSICO-CHIMIQUES

1. — *Déshydratation*

La déshydratation des déjections animales pour obtenir un produit sec, facile à stocker et utilisable comme engrais ou même incorporable à des aliments du bétail constitue une solution qui a déjà été employée avec succès pour les élevages de volaille.

Il a été proposé, pour des fientes de poules, d'ajouter avant déshydratation, de l'acide phosphorique et de la potasse, ce qui permet d'obtenir un engrais assez concen-

tré (LASALLE et LAUNDER, 1969). Il doit être possible de la même manière d'obtenir un produit semi-sec, pelletable et stabilisé, en mélangeant les matières solides du lisier avec des produits minéraux comme les phosphates naturels ou la chaux.

La situation est moins favorable pour les lisiers de porcs dont les taux de matières sèches sont plus faibles. En l'absence de toute addition d'eau de lavage, les 400 à 500 g de matières sèches rejetées chaque jour par un porc à l'engrais sont contenus dans au moins 4 l de lisier. Il faut donc évaporer 3 à 4 litres d'eau par porc et par jour pour obtenir un produit « sec » à 15 p. 100 d'humidité.

L'opération peut être effectuée, comme pour les fientes de volailles, dans un sécheur rotatif à trois passages. A la sortie du sécheur, le produit sec pulvérulent est séparé des gaz dans un cyclone et une partie importante est recyclée pour réduire l'humidité du lisier d'alimentation et éviter l'encrassement de l'appareil (SCHOLTZ, 1971).

Les gaz chauds sont injectés dans le bassin de stockage du lisier brut, ce qui permet à la fois de piéger les poussières fines et de provoquer une première concentration par évaporation.

Le procédé est coûteux, tant en investissement qu'en frais d'exploitation. Le bilan économique dépend beaucoup des conditions dans lesquelles le produit sec peut être commercialisé, et sauf cas très particuliers, il ne semble pas que la vente d'un fertilisant organique suffise à rentabiliser ce type de traitement. De plus, le problème de l'élimination des odeurs ne paraît pas encore avoir reçu de solution satisfaisante.

Un « recyclage » du produit en alimentation animale pourrait ouvrir de nouvelles perspectives.

2. — *Séparation des matières en suspension*

Tous les autres traitements physiques visent à extraire plus ou moins complètement les matières en suspension de la phase liquide.

Le lisier est ainsi séparé en deux fractions qui peuvent faire l'objet de traitements différents. Un dispositif de séparation physique doit se juger en tenant compte, non seulement du rendement d'extraction des matières en suspension et de la qualité du liquide traité, mais aussi de la plus ou moins grande facilité de manipulation, de stockage, de traitement ou d'évacuation au milieu naturel de chacune des fractions.

Le coût, la robustesse et la simplicité d'exploitation sont aussi des éléments de comparaison importants.

Le tableau 4 donne la répartition des matières sèches entre les différentes fractions d'un lisier concentré et les DBO correspondantes.

Il montre que, suivant la taille des particules retenues dans la phase solide, on obtiendra une réduction très variable de la concentration de matières polluantes du liquide.

Nous n'indiquerons que pour mémoire le dégrillage qui vise seulement à retenir les déchets volumineux dont la présence accidentelle dans le lisier pourrait endommager une pompe ou obstruer une canalisation.

Il faut encore signaler la possibilité de construire des bâtiments où les fèces et les urines et eaux de lavage sont évacuées séparément, les fèces étant évacuées par des raclettes actionnées automatiquement. Ce type d'installation n'existant qu'au stade expérimental, il ne sera question que de lisier dans la suite de l'article.

2. 1. *Décantation.*

Une fraction importante des matières en suspension se sépare facilement par décantation.

L'inconvénient majeur de ce procédé réside dans le fait que l'on obtient sans doute un liquide partiellement épuré, mais aussi des boues liquides très fermentescibles dont le traitement est aussi difficile que celui du lisier total.

TABLEAU 4

Répartition des matières sèches et des DBO correspondantes entre les différentes fractions d'un lisier concentré

(d'après HISSETT, 1972)

	Matière sèche		DBO	
	g/l	p. 100	g/l	p. 100
Lisier total	140	100	40	100
Matières en suspension grossières (taille supérieure à 0,22 mm	64	46	5	13
Autres matières en suspension (séparables par centrifugation) 20 mn à 9 000 g)	52	37	21	52
Matières colloïdales et dissoutes.....	24	17	14	35

Exposées à l'air libre, ces boues sèchent mal et sont très malodorantes.

L'adjonction de chaux, et éventuellement de floculants organiques, permet d'améliorer la décantation et d'obtenir des boues plus stables qui peuvent être égouttées rapidement pour donner un résidu pelletable.

Ainsi, à partir de lisier dilué provenant d'un élevage de porcs alimentés par des eaux grasses, une réduction de 45 p. 100 de la DCO, 40 p. 100 de la DBO et 85 p. 100 des matières en suspension a été obtenue par un chaulage à 6 g/l suivi d'une décantation (LUCAS, 1973).

Les boues qui représentaient 15 p. 100 du volume initial étaient pelletables après moins d'une journée d'égouttage sur une grille filtrante Wel France à écartement de 0,25 mm.

Il faut noter toutefois que, si ce procédé apporte une solution intéressante au problème des boues, le coût des réactifs est élevé (2 à 4 F par porc engraissé), le dosage des floculants et l'évacuation du résidu pelletable représentent une certaine dépense de main-d'œuvre, et il reste à traiter le liquide très alcalin qui contient encore 60 p. 100 de la DBO.

2. 2. *Flottation.*

Le procédé consiste à former, au sein du liquide, de fines bulles de gaz qui se fixent sur les particules en suspension et les entraînent vers la surface. L'écume recueillie est souvent plus concentrée que la boue extraite d'un décanteur. Les bulles de gaz sont obtenues soit par électrolyse ou insufflation d'air, soit, le plus souvent, par dé-

tente du liquide saturé d'air sous pression. L'adjonction de floculants qui rassemblent les particules les plus fines permet d'obtenir une plus grande efficacité du traitement.

Des essais sur lisier au laboratoire ont donné des résultats encourageants, mais le procédé n'a pas dépassé le stade expérimental et il reste à trouver un mode d'élimination convenable des écumes.

2. 3. *Tamisage.*

C'est le procédé de séparation des matières solides le plus largement utilisé pour atteindre l'objectif suivant : séparer le plus possible de matières en suspension et les recueillir sous la forme d'un produit pelletable qui, après éventuellement un égouttage sommaire, soit stockable en tas sans fermentations malodorantes.

Deux principaux types de tamis sont employés :

— Les tamis statiques raclés ou brossés constitués par de simples tôles perforées avec des orifices de quelques mm.

Ne retenant que les éléments les plus grossiers, ils affectent peu les concentrations de matières en suspension, DBO et DCO du lisier, mais constituent une protection efficace pour les installations de pompage et permettent de transporter le lisier tamisé dans des canalisations de faible diamètre.

Le dispositif de raclage peut ramener les déchets au-dessus du niveau du sol, ce qui permet d'alimenter gravitairement ce type d'appareils.

— Les tamis vibrants constitués par une toile métallique fixée sur un cadre circulaire ou rectangulaire mis en vibration par un système à balouds.

Le lisier tamisé est recueilli sous le tamis tandis que les matières en suspension retenues ou « refus » progressent sur la toile en s'égouttant sous l'effet des vibrations.

Différents modèles sont actuellement utilisés :

- circulaires avec alimentation centrale et évacuation périphérique des refus,
- circulaires avec alimentation périphérique et évacuation centrale des refus,
- rectangulaires alimentés par une extrémité, l'évacuation des refus s'effectuant à l'autre extrémité.

Les refus sont d'autant plus humides et les risques de colmatage d'autant plus grands que la maille est plus fine. C'est pourquoi on ne peut pratiquement pas employer de maille inférieure à 250 μ et on utilise le plus souvent des toiles de 400 à 500 μ.

Le tableau 5 donne les résultats moyens de mesures effectuées en continu pendant plusieurs jours, sur des installations en fonctionnement industriel.

Les refus recueillis à la sortie du tamis, à 12 ou 14 p. 100 de matière sèche, s'égouttent naturellement en quelques heures pour donner un produit pelletable à environ 25 p. 100 de matière sèche. Différents types de tamis vibrants actuellement sur le marché ont donné des résultats comparables.

Le rendement d'élimination des matières en suspension est en général meilleur sur les lisiers les plus concentrés. Il est particulièrement élevé lorsque l'alimentation des porcs est riche en matières cellulosiques grossières ou lorsque l'on emploie de la sciure comme litière.

Au cours d'une même journée, le rendement suit les variations de la concentration des matières en suspension et peut atteindre 70 p. 100 de réduction des MES et

55 p. 100 de réduction de DCO aux heures de lavage. Il est en revanche très faible la nuit lorsque le tamis ne reçoit que des urines.

Le tamisage est pratiquement sans influence sur la DBO_5 du lisier, car les matières en suspension retenues sont composées pour l'essentiel de cellulose très peu biodégradable.

Le coût des tamis vibrants actuellement employés est de l'ordre de 10 000 à 20 000 F. Ils sont généralement installés au-dessus du sol et alimentés par pompage.

TABLEAU 5

Élimination des matières en suspension et de la DCO par tamisage

Type de tamis : circulaire Contiscreen Filtrotecnica ∅ 900 mm

Mailles	500 µ	400 µ	400 µ
Concentration moyenne de matières en suspension du lisier brut	12 g/l	12 g/l	7 g/l
Durée des mesures en continu	3 jours	2 jours	6 jours
Débit d'alimentation	5 à 6 m³/h	5 à 6 m³/h	10 à 13 m³/h
Rendement p. 100 éliminé DBO	non appréciable (très faible)		
Rendement p. 100 éliminé DCO	35	40	25
Rendement p. 100 éliminé MES	45	48	36
Pourcentage de matière sèche des refus à la sortie du tamis (avant égouttage)	14	14	23

Les refus peuvent être envoyés vers la fumière ou accumulés et stockés en tas sur une aire cimentée au-dessous du tamis. L'appareil est alors installé sur une plate-forme surélevée pour permettre un stockage de plusieurs mois (cliché 1). Les refus accumulés provenant du tamisage de lisier frais sont peu odorants et continuent à s'égoutter. Ils peuvent être épandus comme du fumier.

On peut aussi employer des grilles fixes autonettoyantes, également alimentées par pompage, et dont les barreaux profilés en acier inoxydable sont espacés de 0,5 mm.

2. 4. *Centrifugation-filtration.*

La forte concentration de matières en suspension du lisier l'apparente aux boues produites par la décantation des effluents domestiques, et il était tout naturel d'essayer de lui appliquer les mêmes techniques de séparation des solides : centrifugation et filtration.

Des essais de centrifugation (GUIDI, 1967, cité par OKEY, 1971 ; HAUBRY, 1973) ont montré qu'il était possible de séparer 75 à 80 p. 100 et même 90 p. 100 des matières en suspension d'un lisier frais. Le rendement est d'autant meilleur que le lisier est plus concentré et chargé en particules grossières. La phase solide est extraite sous une forme pelletable. La DCO du liquide, ou centrat, est réduite de 50 à 60 p. 100, sa DBO est réduite de 35 à 40 p. 100.

Les résultats sont nettement moins bons si le lisier a subi un stockage prolongé.

Un conditionnement du lisier par des floculants organiques avant centrifugation permet d'extraire de 90 à 99 p. 100 des matières en suspension, de réduire la DCO de 70 à 80 p. 100 et la DBO de 50 à 60 p. 100.

Des performances comparables ont été obtenues en traitant sur presse à bande filtrante continue, le lisier floculé à l'aide de polyélectrolytes.

Les presses et centrifugeuses offertes sur le marché sont des appareils coûteux, dont le prix dépasse 100 000 F et leur exploitation demande un personnel qualifié. On ne peut donc envisager de les employer que pour de très grosses concentrations d'animaux ou sous la forme d'installations mobiles desservant plusieurs élevages. Dans ce dernier cas, le lisier doit être stocké avant traitement, et il faut admettre soit un rendement de séparation plus faible que sur du lisier frais, soit, pour un même résultat, une plus grande consommation de floculant.

F. — TRAITEMENTS BIOLOGIQUES

A la différence des traitements physico-chimiques, les traitements biologiques visent non plus à séparer seulement mais à transformer les différentes substances considérées comme polluantes, et particulièrement les matières organiques.

On peut les ranger en deux grandes catégories suivant qu'ils font appel à des microorganismes anaérobies ou aérobies.

1. — *Traitements anaérobies*

La dégradation des matières organiques en anaérobiose (en l'absence d'oxygène) peut se décomposer schématiquement en deux étapes :

— Dans un premier stade, les composés organiques complexes sont fractionnés en molécules plus simples par des microorganismes aérobies facultatifs ou anaérobies. Il se forme divers acides organiques (acétique, butyrique, propionique). Cette phase de fermentation acide s'accompagne d'une solubilisation partielle des matières en suspension, et produit divers composés malodorants.

— Dans un deuxième stade, les bactéries méthaniques consomment les produits de la fermentation acide en donnant un dégagement gazeux de méthane et de gaz carbonique.

Les bactéries qui réalisent ce type de dégradation sont strictement anaérobies et sensibles aux variations de pH et de température.

• Leur activité est maximale pour un pH voisin de la neutralité (6,9 à 7,3). Un excès d'acides volatils résultant d'un déséquilibre entre les 2 phases de la digestion peut inhiber leur croissance, ce qui accentue encore le déséquilibre.

• Les bactéries mésophiles ont un maximum d'activité entre 30 et 35°C ; aux températures inférieures à 15°C, la digestion méthanique est considérablement ralentie, et la dégradation des matières organiques risque de s'arrêter au stade de la fermentation acide. Elles sont également sensibles à un excès d'ammoniaque mais les différents auteurs ne s'accordent pas sur le seuil de concentration au-delà duquel la digestion devient impossible.

Un autre groupe de bactéries thermophiles, a son maximum d'activité vers 50°C. A cette dernière température, la digestion est plus rapide mais la réduction de volume des ouvrages qui en résulte ne compense pas le coût supplémentaire de chauffage.

La forme la plus simple de dégradation anaérobie est celle qui s'effectue naturellement pendant un stockage prolongé du lisier. Plus ou moins poussée suivant la température, ses effets restent cependant limités.

Divers chercheurs se sont attachés à réaliser, au laboratoire ou sur des installations de taille semi-industrielle, une véritable digestion des lisiers.

Les essais réalisés avec des digesteurs non chauffés ont toujours été infructueux, mais il a été montré que l'on peut obtenir une digestion satisfaisante dans des appareils brassés et chauffés à 35°C (HOBSON et SHAW, 1972 ; BOUSFIELD, HOBSON et SUMMERS, 1972).

Sur de petites unités, alimentées une fois par jour avec un lisier contenant un peu de sciure, une réduction d'environ 80 p. 100 de la DBO et 50 p. 100 de la DCO a été obtenue pour un temps de séjour de 14 jours et une charge volumique atteignant 2 kg de MVS (matières volatiles en suspension) par m^3 et par jour.

Avec des digesteurs de 100 litres alimentés en continu avec un lisier à 50 g/l de matière sèche et 46 g/l de matières en suspension, un fonctionnement satisfaisant a été obtenu pour un temps de séjour de 14 jours et une charge de 3 kg de matières volatiles en suspension par m^3 et par jour.

La DBO était réduite de 8 500 à 1 250 mg/l, la DCO de 33 500 à 7 100 mg/l et près des 2/3 des matières sèches auraient été détruites.

Le démarrage est difficile et il est nécessaire de commencer avec un ouvrage plein d'eau propre ou, mieux, ensemencé en boues urbaines digérées, et de faire croître la charge très progressivement.

La présence de cuivre (200 p.p.m. dans l'aliment) et la forte concentration d'ammoniaque ne semblent pas inhiber la digestion dans ces conditions.

Les mêmes auteurs ont montré que le lisier ainsi digéré, stocké en silo pendant deux semaines, se séparait en :

— une boue facile à sécher ;

— un liquide surnageant présentant par rapport au lisier initial :

une DBO réduite de 95 p. 100,
une DCO réduite de 96 p. 100,
et une concentration de matières en suspension réduite de 99 p. 100.

Ces expériences indiquent que la digestion anaérobie mérite d'être retenue au moins comme une première étape dans des systèmes de traitement du lisier où l'on vise à obtenir soit une épuration complète de l'effluent, en vue d'un rejet en rivière, soit une stabilisation suffisante pour permettre un stockage et un épandage sans nuisances.

Seule, la construction d'installations en vraie grandeur permettrait d'apprécier avec précision le coût du procédé, mais on peut déjà affirmer que la nécessité de disposer d'un ouvrage brassé et chauffé, alimenté et surveillé très régulièrement, en limitera l'usage aux plus grosses unités.

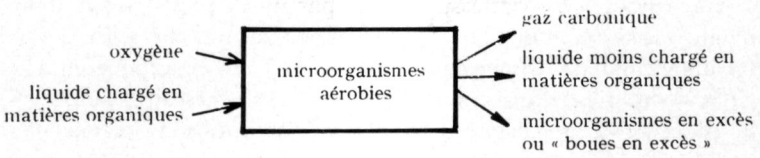
2. — *Traitements aérobies*

En présence d'oxygène, une flore bactérienne aérobie se développe et se nourrit des matières organiques contenues dans le lisier.

Une partie des matières carbonées est « oxydée » et éliminée sous forme de gaz

carbonique tandis qu'une autre partie, assimilée par les microorganismes, constitue la matière vivante des corps bactériens produits par la croissance de la culture.

Un système quelconque de traitement aérobie peut se schématiser ainsi :



Les conditions de vie de la culture bactérienne sont définies par la « charge » qui exprime le rapport entre la quantité de matières organiques ou nourriture (exprimée par exemple par la DBO) apportée par jour, et la quantité de microorganismes présents dans le système.

A forte charge, on observera une forte production de boues en excès et une épuration limitée du liquide.

Le bilan fera apparaître qu'une fraction relativement faible des matières organiques introduites est oxydée, avec une consommation d'oxygène limitée, la plus grande partie servant pour la croissance de la masse bactérienne.

Aux plus faibles charges, en revanche, on obtiendra une épuration poussée et une faible production de boues, l'oxydation atteignant partiellement la matière même des microorganismes.

Suivant que la culture bactérienne est fixée sur un support ou en suspension dans le liquide, et selon que l'on s'efforce ou non de maîtriser la concentration de microorganismes, on distinguera :

culture fixée : lits bactériens
culture en suspension : concentration maîtrisée : boues activées
— non maîtrisée { lagunage aéré / stockage aéré

2. 1. — *Lits bactériens.*

Le procédé des lits bactériens consiste à faire ruisseler le liquide à épurer sur un matériau présentant des vides suffisants pour permettre à l'air de circuler dans la masse.

Le matériau sert de support au film bactérien qui assure l'épuration, et l'aération s'effectue naturellement par simple contact entre l'air et l'eau qui ruisselle.

Le fonctionnement correct du procédé suppose que soient remplies deux conditions :

— que l'effluent soit débarrassé des matières en suspension qui pourraient colmater le lit,

— que le développement du film biologique à l'intérieur du lit ne soit pas excessif au point d'obstruer la plus grande partie des orifices de passage de l'air et de l'eau. Ceci est obtenu habituellement soit en réalisant une charge organique, exprimée en kg de DBO par m³ de matériau et par jour, suffisamment faible pour que la croissance de la masse bactérienne reste très faible, soit encore, le plus souvent, en assurant

une charge hydraulique telle que les boues en excès soient en permanence entraînées par le liquide qui réalise ainsi un autocurage permanent du lit bactérien.

Les lits bactériens classiques sont constitués par des empilements de cailloux (pouzzolane, silex...), disposés sur une hauteur de 1 à 2,5 m au-dessus d'un plancher perforé, et arrosés à leur partie supérieure par un dispositif répartiteur fixe ou, le plus souvent, un système mobile de tourniquet hydraulique (sprinkler).

Les cailloux ont des dimensions voisines de 5 cm et le pourcentage de vide ne dépasse pas 50 p. 100. Dans ces conditions, il est nécessaire, pour éviter le colmatage, de procéder à un dégraissage et une décantation soignée de l'effluent à épurer.

Nous avons déjà signalé que la décantation du lisier n'était pas une opération aussi simple qu'il paraît, à cause des difficultés de traitement de la boue recueillie. De plus, l'expérience a montré qu'avec un effluent aussi concentré que le lisier de porcs, il était très difficile de maintenir le développement des films bactériens dans des limites convenables.

L'emploi des lits bactériens classiques ne saurait donc être conseillé pour le traitement du lisier, à cause des risques de colmatage.

Mais on peut utiliser des matériaux qui présentent un pourcentage de vide plus élevé, moins sujets au colmatage, et qui peuvent recevoir un effluent simplement débarrassé des matières en suspension les plus grossières par tamisage.

Des matériaux plastiques spéciaux, malheureusement assez coûteux, ont été développés ces dernières années aux U. S. A., en Grande-Bretagne et en France. Constitués d'un assemblage de plaques planes ou ondulées, ou de tubes cloisonnés, ils sont légers (moins de 100 kg/m^3), présentent un grand pourcentage de vides (environ 95 p. 100) et une grande surface utile (80 à 225 m^3/m^2).

Ils semblent bien adaptés au traitement d'effluents très concentrés et on peut obtenir une réduction de DBO de 50 à 70 p. 100, en appliquant des charges de 15 à 25 g de DBO par m^2 de surface utile et par jour. Dans ces conditions, on réalise une épuration partielle avec des dépenses d'énergie relativement faibles, de 0,2 à 0,5 kw/h par kg de DBO.

Pour pousser plus loin l'épuration, par ce procédé, il est nécessaire de prévoir plusieurs étages de lits bactériens en série et de recycler plusieurs fois le liquide sur les lits, ce qui accroît les dépenses d'énergie.

L'eau épurée entraîne des lambeaux de film biologique qui correspondent à la croissance de la culture bactérienne. Ces boues en excès doivent être séparées par décantation. Recueillies à une concentration de quelques dizaines de grammes de matières sèches par litre, elles peuvent être soit épandues directement sur des surfaces agricoles, soit déshydratées, après avoir éventuellement subi un traitement aérobie ou anaérobie complémentaire.

Les lits bactériens à garnissage plastique sont employés avec succès, surtout dans les pays anglo-saxons, pour le traitement d'effluents industriels concentrés. Leur application aux lisiers ou aux purins de porcheries est encore au stade expérimental. Une installation en vraie grandeur est en construction, avec la participation financière du F. O. R. M. A. et des Agences Financières de Bassins. L'étude de son fonctionnement qui sera effectuée par le C. T. G. R. E. F. et l'Institut Technique du Porc, devrait permettre de préciser les performances et le coût d'exploitation de ce type d'installations.

Pour de petits élevages, il semble possible de réaliser, aux moindres frais, un lit bactérien peu sujet au colmatage, en utilisant par exemple des fagots (MANN, 1972). Des morceaux de petit bois d'un diamètre de 1 cm et d'une longueur de 30 cm, empilés en vrac, constituent un matériau dont la surface spécifique est de 35 m^2/m^3, avec un pourcentage de vides de 91,5 p. 100. On peut aussi les comprimer pour réduire de moitié le volume, ce qui double la surface spécifique tandis que le pourcentage de vides reste de 83 p. 100, soit le double de celui d'un lit bactérien classique.

Un ou plusieurs lits de ce type, associé à des décanteurs rustiques, pourrait constituer une station d'épuration particulièrement économique. Les essais réalisés avec des effluents domestiques montrent qu'à surface utile égale, les performances sont comparables à celles de matériaux plus nobles.

On peut aussi se contenter d'une épuration partielle, visant simplement à atteindre une stabilisation aérobie du lisier suffisante pour que le stockage et l'épandage puissent s'effectuer sans odeurs désagréables. Il suffit alors d'alimenter en continu le lit bactérien de fagots, par pompage à partir d'une fosse de stockage de lisier tamisé, le liquide recueilli à la partie inférieure du lit retournant à la fosse.

Une installation pilote de ce type a pu être réalisée au C. N. E. E. M. A. et a donné des résultats très encourageants (VASSEUR, 1973).

2. 2. *Boues activées.*

Dans les procédés du type boues activées, la masse des microorganismes épurateurs est maintenue en suspension dans le liquide agité et aéré. Si l'aération est suffisante et la charge pas trop élevée, les microorganismes se rassemblent en particules floconneuses d'une taille de quelques dizaines de microns à quelques millimètres, qui constituent la « boue activée ». Diverses particules organiques et minérales, cadavres bactériens et débris divers, sont aussi fixés sur ces flocs avec les bactéries vivantes, réunies par une substance mucillagineuse. Après un certain temps de contact entre l'eau à épurer et la boue activée, on procède à une décantation pour séparer l'effluent épuré qui est rejeté dans le milieu naturel, et les microorganismes qui, sous forme de boue concentrée, sont renvoyés dans le bassin d'aération. Des purges périodiques permettent de maintenir une concentration constante de boue activée.

Ainsi la station d'épuration par boues activées comprend :
— un bassin d'aération,
— un bassin de décantation appelé décanteur secondaire ou clarificateur,
— un dispositif de recyclage des boues décantées.

La plupart des stations d'épuration traitant des effluents urbains sont construites suivant ce principe. La fourniture d'oxygène dans le bassin d'aération est assurée, soit par insufflation d'air, soit à l'aide d'aérateurs de surface, turbines ou brosses, dans des bassins de forme variée et adaptée de telle sorte que le système d'aération assure en même temps le maintien en suspension de la boue activée.

Le rendement d'épuration est d'autant meilleur que la charge est plus faible, c'est-à-dire que la masse de microorganismes présente pour absorber une quantité donnée de matière organique est plus importante. En traitant du lisier en très faible charge ou « aération prolongée », soit en appliquant une charge volumique de 0,1 à 0,3 kg de DBO par m^3 de bassin et par jour, on obtient facilement des abattements

supérieurs à 95 p. 100 et même 99 p. 100 de DBO, et supérieurs à 90 p. 100 de DCO.

Ces rendements élevés, qui permettent d'envisager souvent sans inconvénients majeurs un rejet en rivière du liquide épuré, sont atteints aux prix d'une installation relativement complexe et d'une consommation d'énergie électrique de l'ordre de 2 kWh par kg de DBO éliminé.

Il faut également noter qu'une fois le liquide épuré, rejeté, il reste à traiter les boues en excès. Le poids de matières sèches de ces boues correspondant à l'engraissement d'un porc, représente environ 30 kg si l'on traite le lisier brut, et environ 10 kg si le lisier a été préalablement tamisé (STAMBOULI et BALLAY, 1973). On voit ici tout l'intérêt du tamisage. Ces boues peuvent être déshydratées naturellement sur des lits de séchage ou mécaniquement par filtration ou centrifugation.

Pour les installations de taille moyenne (500 à 3 000 porcs à l'engrais), il est souvent plus économique de les stocker, pour les épandre sur des terrains de culture aux périodes favorables.

Le volume est de l'ordre de 0,3 à 0,8 m^3 par porc engraissé sur lisier complet, soit une fraction non négligeable du volume du lisier brut concentré correspondant. Mais les doses d'épandage peuvent être plus élevées et le produit n'est pas malodorant.

Lorsqu'on traite un lisier relativement concentré, l'apport journalier au bassin d'aération représente une faible fraction du volume en traitement et il est possible de réaliser, dans le même bassin, les deux opérations d'aération et de décantation. On admet alors le lisier pendant un ou plusieurs jours en laissant s'élever le niveau puis, après une ou deux heures d'arrêt de l'aération pour laisser décanter les boues, on évacue le liquide clair surnageant, et on commence un nouveau cycle.

Un tel schéma de fonctionnement permet de réduire le coût d'investissement par rapport à une station classique.

Il reste que le traitement par boues activées est surtout intéressant lorsque le lisier à épurer est dilué par des eaux de lavage ou si l'on peut procéder à un traitement en commun avec un effluent domestique ou industriel plus dilué. Le volume des boues à évacuer ne représente plus alors qu'une très faible fraction du volume initial.

L'épuration conjointe d'effluents de fromagerie et de porcherie alimentée au lactosérum est ainsi réalisée de façon satisfaisante. Avec une charge volumique de 170 g DBO/m^3/j, on a pu observer, en moyenne, sur sept jours consécutifs, un rendement d'élimination de 98,5 p. 100 en DBO et 92,5 p. 100 en DCO (STAMBOULI et BALLAY, 1972).

2. 3. *Lagunage aéré.*

La technique du lagunage aéré consiste simplement à faire séjourner l'effluent à traiter, pendant un temps assez long, dans un bassin où l'on maintient une concentration d'au moins 1 mg/l d'oxygène dissous, par un système d'insufflation d'air ou, le plus souvent, à l'aide de turbines fixes ou flottantes. On favorise ainsi le développement des microorganismes aérobies qui assurent l'épuration.

L'agitation provoquée par les dispositifs d'aération est en général insuffisante pour maintenir en suspension une concentration importante de microorganismes.

L'accroissement de la masse de microorganismes qui correspond à la croissance de cette culture bactérienne et constitue la production de boues en excès, est com-

pensé par la sédimentation, dans le fond du bassin, d'une partie de la masse active et par l'évacuation régulière, avec l'effluent traité, de la fraction qui reste en suspension.

La concentration de matières en suspension qui s'établit à l'équilibre dans la lagune dépend de la charge appliquée et de l'agitation. Elle est toujours plus faible que dans un système de boues activées, car les boues entraînées par l'effluent épuré ne sont pas recyclées.

L'effluent passe ensuite dans un ou plusieurs bassins de décantation où les matières en suspension se déposent et s'accumulent pendant une ou plusieurs années. On peut aussi se contenter de ménager une zone calme près de la sortie du bassin aéré, mais le curage est alors plus difficile.

Si le terrain le permet, la lagune est constituée par un simple bassin en terre de 1,5 à 3,5 m de profondeur, avec une légère protection des digues dans la zone de batillage.

En terrain perméable, il est nécessaire d'utiliser un film d'étanchéité souple ou de rapporter une couche d'argile.

Les dépenses d'énergie électrique sont du même ordre de grandeur que pour les systèmes à boues activées mais ce procédé d'épuration, relativement extensif, réclame très peu de surveillance : entretien des aérateurs, très réduit dans le cas de turbines flottantes sans réducteur de vitesse, et curage périodique du bassin de décantation, tous les 2 à 10 ans suivant son volume.

Une étude sur maquette au C. T. G. R. E. F. (Carot et Stambouli, 1973) a permis d'établir les rendements d'épuration en fonction du temps de séjour, pour des lagunes peu agitées, alimentées en lisier brut. Les résultats sont donnés dans le tableau. 6.

TABLEAU 6

Évolution du lisier en lagunage aéré

Étude en maquette de laboratoire (d'après Carot et Stambouli, 1973)

Lisier brut { DBO	5 600 à 8 600 mg/l		
Lisier brut { DCO	20 300 à 25 500 mg/l		
Lisier brut { MES	12 400 à 17 600 mg/l		
Température	16°C à 10°C		
Temps de séjour	18 jours	39 jours	97 jours
Rendement moyen d'élimination de DBO (sur 5 mois)			
Effluent brut de lagune (%)	86,1	94,8	96,9
Effluent centrifugé (%)	93,8	97,7	98,3

Les mesures effectuées sur des installations de lagunage aéré en service donnent des résultats comparables qui sont reportés dans le tableau 7.

Les essais sur maquette montrent qu'il est possible d'obtenir des rendements

d'épuration élevés avec de faibles temps de séjour. Mais alors, toute la matière organique éliminée n'est pas oxydée ; une fraction importante est seulement assimilée par les microorganismes, et en quelque sorte, stockée dans la boue qui se dépose au fond des bassins et évolue en anaérobiose.

TABLEAU 7

Évolution du lisier dans deux installations de lagunage aéré
(d'après CAROT et STAMBOULI, 1973)

	N° 1	N° 2
Temps de séjour	100 jours	160 jours
Charge volumique	30 g DBO/m³ j	28 g DBO/m³ j
Puissance spécifique installée	3,8 W/m³	5,4 W/m³
Lisier	bovins + porcs	porcs
Rendement d'élimination de DBO (Effluent de la lagune décanté quelques heures avant passage dans le bassin de décantation)	95 %	98 %

Les temps de séjour les plus élevés permettent d'obtenir une accumulation plus faible d'une boue plus stabilisée, et d'espacer les curages.

Les dépôts peuvent aussi être considérablement réduits si le lisier est tamisé avant d'être admis dans la lagune.

Le lagunage aéré supporte bien les variations brusques de débit et de charge ; il permet de traiter convenablement les eaux pluviales très souillées provenant des élevages en plein air, des aires d'exercice des animaux et des fumières.

Ainsi, un jour de pluie où le débit admis dans la lagune n° 2 était de 110 m³/j au lieu de 6 m³/j en moyenne, et où la charge de DBO était 4 fois supérieure à celle du temps sec, le rendement en DBO calculé sur l'effluent décanté quelques heures était encore supérieur à 80 p. 100.

2. 4. *Stockage aéré ou stabilisation aérobie.*

Les principaux obstacles à la pratique traditionnelle de l'épandage sont :

— le risque de pollution organique des nappes et des cours d'eau si des doses trop élevées sont appliquées en période de pluies ;
— le risque de surcharge en azote dont l'excédent est entraîné vers les eaux souterraines,
— les odeurs auxquelles le public est tellement sensibilisé que l'on a pu décider, dans les régions touristiques, de n'épandre que l'hiver alors que, précisément, les risques de pollution sont les plus graves.

L'aération du lisier pendant son stockage permet de lever ces obstacles :

Par une modification du potentiel d'oxydo-réduction, on oriente l'évolution du lisier vers des métabolismes aérobies produisant peu d'odeurs. Il semblerait d'après CONVERSE et coll. (1971) qu'un potentiel d'oxydo-réduction compris entre

— 300 et — 340 mV pour un pH compris entre 7,7 et 8,5 donne la production la plus faible de H_2S et d'acides organiques malodorants.

Durant cette aération,

— une épuration biologique partielle se produit, qui stabilise les matières organiques du lisier. A la différence des systèmes d'épuration proprement dits, on ne sépare pas les boues du liquide. La DBO du lisier stabilisé est nettement inférieure à celle du produit brut, et la réduction porte surtout sur la fraction dissoute, ce qui diminue les risques de pollution organique des eaux par ruissellement ou infiltration.

— une partie importante de l'azote est éliminée vers l'atmosphère sous forme d'ammoniaque ou même, sans doute, sous la forme d'azote gazeux, à la suite de processus de nitrification et dénitrification si l'aération est suffisante.

On connaît encore mal les conditions d'oxygénation et d'alimentation à réaliser pour réduire autant que possible ou, au contraire préserver la richesse en azote du lisier.

Il est en tout cas possible d'en éliminer plus de 50 p. 100, et donc de réduire 2 ou 3 fois la surface d'épandage nécessaire pour éviter une surcharge en azote.

— enfin, et cela est peut-être le principal intérêt de la stabilisation aérobie du lisier, les nombreuses expériences réalisées en France comme à l'étranger ont montré que l'aération pouvait éliminer presque complètement les odeurs au stockage, à la reprise et à l'épandage du lisier.

Cette stabilisation aérobie peut être réalisée dans des ouvrages de formes diverses :

— chenal sous la porcherie, équipé d'aérateurs mécaniques (brosses). En faveur pendant un certain temps, cette disposition apparemment simple présente des inconvénients certains pour l'hygiène de l'élevage : dispersion des pathogènes, odeurs et mousses en cas de panne, difficulté de procéder à un vide sanitaire ;

— en dehors de la porcherie, stockage du lisier dans un bassin ou un silo métallique équipé d'aérateurs flottants qui suivent les variations de niveau. Il est possible de réaliser une stabilisation convenable avec un apport journalier d'oxygène plus faible que celui qui serait nécessaire pour assurer l'épuration, mais la puissance de l'aérateur doit rester suffisante pour éviter les dépôts. L'élimination par tamisage des matières en suspension les plus grossières peut, à cet égard, s'avérer très utile ; l'épandage ultérieur se trouve également facilité et on peut même utiliser un système d'aéro-aspersion.

Nous avons évoqué plus haut la possibilité de réaliser au moindre prix la stabilisation de purin ou de lisier tamisé à l'aide d'un lit bactérien rustique sur lequel le contenu de la fosse est continuellement recyclé par pompage.

La stabilisation s'opère aussi par une aération modérée en cuve isolée thermiquement suivant le procédé Licóm. La mousse qui se forme contribue à l'isolation mais son épaisseur doit être limitée par un dispositif mécanique. Si le lisier est assez concentré en matières carbonées, la température s'élève jusqu'à 40°C et plus, et on peut penser que cela contribue à détruire les microorganismes pathogènes.

3. — *Le compostage*

La stabilisation du lisier de porcs par compostage doit être possible sous réserve d'obtenir soit par déshydratation partielle, soit en mélangeant le lisier à un support sec (paille broyée, ordures ménagères), un mélange d'une humidité com-

prise entre 50 et 60 p. 100 étant nécessaire à un bon compostage (GRAY, SHERMAN et BIDDLESTONE, 1971). Ceci pourra conduire à un produit relativement stable, dégageant peu d'odeurs. L'étude du compostage du lisier de bovins a conduit à de bons résultats en mélangeant 2 kg de fèces pour 1 kg de paille broyée. Après un compostage allant de 19 à 56 jours, les matières sèches sont réduites de 60 p. 100 (WILLSON, 1971).

En appliquant ces chiffres au compostage du lisier de porcs, nous pouvons envisager pour une porcherie de 500 porcs, une production annuelle de l'ordre de 250 tonnes de compost qu'il faudra utiliser ou vendre.

L'intérêt de l'opération dépend, dans une très large mesure, des débouchés que l'éleveur pourra trouver localement pour son compost. Il ne faut pas oublier que ce produit entre en concurrence avec des engrais organiques plus classiques (marcs fermentés, ordures ménagères compostées, tourbes étrangères) comme avec des produits d'introduction plus récente (boues de station d'épuration).

G. — RÉCUPÉRATION DE PROTÉINES POUR L'ALIMENTATION DU BÉTAIL

On peut envisager à partir d'une porcherie et de son système d'épuration de récupérer des protéines pour l'alimentation du bétail. En effet, les fèces de porcs déshydratées contiennent 27 p. 100 de protéines et l'auteur ci-dessous a pu incorporer jusqu'à 32 p. 100 de fèces de porcs déshydratées dans la ration de mouton et obtenir une assez bonne digestibilité, 67 p. 100 contre 75 p. 100 pour une ration avec tourteau de soja (BUCHOLTZ *et al.*, 1971).

La récupération de protéines à partir de lisier frais n'est donc pas une solution à rejeter *a priori*.

De même, les boues formées dans une station d'épuration pour lisier de porcs peuvent être récupérées. Ces boues contiennent 27,7 p. 100 de protéines dans leurs matières sèches et leur incorporation à l'alimentation de rats s'est faite sans difficulté (HOLMES, DAY et PFEFFER, 1971).

Il n'est donc pas impossible que de très grosses unités soient conduites, faute de superficies disponibles pour l'épandage, à envisager ce genre de recyclage.

H. — SYSTÈMES DE TRAITEMENT ET D'ÉLIMINATION DU LISIER

Les différents procédés que nous venons de passer en revue constituent une gamme étendue dans laquelle le technicien peut puiser pour constituer dans chaque cas particulier le système de traitement et d'élimination du lisier le plus approprié. L'éleveur n'est pas désarmé pour faire face aux risques de pollution et

de nuisances ; la difficulté est plutôt de choisir dans la multitude des combinaisons possibles.

Les facteurs à prendre en compte sont nombreux :

— nature et taille de l'élevage — conception et disposition des bâtiments ;

— nature, pente et dimensions du terrain disponible ;

— position et surface des terrains d'épandage possibles ; nature du sol, du sous-sol, des cultures ; distance des habitations, des zones touristiques ;

— climat ;

— existence de points particulièrement sensibles : prélèvement d'eau pour l'alimentation, pisciculture, plans d'eau... ;

— existence ou non d'un milieu récepteur liquide (rivière) et objectifs de qualité correspondants.

Il est donc exclu de définir le meilleur système ou même d'établir une hiérarchie parmi les différents procédés.

De même, les coûts qui peuvent être avancés ne sauraient représenter autre chose que des ordres de grandeur grossiers correspondant à des conditions plutôt favorables pour l'emploi du procédé.

On peut, cependant, énoncer trois règles générales :

— L'utilisation du sol comme milieu récepteur doit toujours être envisagée en priorité. L'épandage, lorsqu'il est possible, fait partie des systèmes les moins coûteux et les plus satisfaisants pour la protection de l'environnement. Le retour au sol des éléments fertilisants est certainement le moyen le plus naturel d'éviter un enrichissement minéral excessif des eaux superficielles et souterraines.

— Si l'on retient un procédé d'épuration en vue du rejet en rivière de la fraction liquide du lisier épuré, l'attention doit se porter sur son rendement, pourcentage de matières polluantes éliminé, et sur la charge résiduelle à rejeter journellement, beaucoup plus que sur la concentration de l'effluent en DBO ou DCO qui n'a pas grande signification si l'on ne précise pas le débit correspondant.

La concentration finale d'un lisier traité en lagunage aéré ou en aération prolongée restera supérieure à celle d'un effluent urbain normalement épuré à 80 ou 90 p. 100, même si sa DBO a été diminuée de 95 à 99 p. 100 et sa charge en azote réduite peut-être de moitié, mais les débits ne sont pas comparables.

— Les procédés de stabilisation comme d'épuration sont souvent plus efficaces sur le lisier frais et supposent des installations de traitement ou de stockage extérieures à la porcherie.

Cela influe sur la conception et l'aménagement des bâtiments d'élevage.

Parmi les diverses combinaisons possibles de procédés physiques et biologiques, nous citerons seulement ceux dont la technologie est la mieux connue et qui ont déjà fait l'objet de réalisations en vraie grandeur, en particulier dans le cadre du programme expérimental F. O. R. M. A. (Fonds d'Orientation et de Régularisation des Marchés Agricoles), I. T. P. (Institut technique du Porc), C. T. G. R. E. F. (Centre Technique du Génie Rural des Eaux et des Forêts).

Six installations expérimentales mettant en œuvre des procédés différents ont

été ainsi construites, ou sont en construction, avec la participation financière du F. O. R. M. A. et des Agences Financières de Bassins, et leur fonctionnement est suivi par le C. T. G. R. E. F. et l'I. T. P.

La mise en place et les premières expériences de fonctionnement de certaines installations, ainsi que les données recueillies par le C. T. G. R. E. F. ont permis d'évaluer le coût de l'épuration des lisiers de porcheries (1).

Ramenés au porc produit, pour un élevage de 1 000 places à l'engrais, ils comprennent, pour tous les ouvrages et appareils extérieurs à la porcherie :

— l'amortissement du génie civil (11 p. 100 par an de la valeur neuve) ;
— l'amortissement des équipements (16 p. 100 par an de la valeur neuve), non compris le matériel mobile d'épandage ;
— le coût de l'énergie électrique à 0,15 F par kWh ;
— les dépenses de main-d'œuvre à 10 F par heure ;
— le prix de l'épandage des liquides estimé à 2 F/m³.

1. — *Épuration aérobie après filtration ou centrifugation* (fig. 1)

L'installation comprendrait :

— une fosse de collecte et d'homogénéisation du lisier ;
— un tamisage grossier (quelques mm) ;
— une filtration ou une centrifugation ;
— le traitement aérobie du liquide par boues activées en aération prolongée ou lit bactérien plastique en vue d'un rejet en rivière (élimination d'environ 99 p. 100 de la DBO) ;
— la déshydratation des boues biologiques en excès préalablement conditionnées (floculant) par le même appareil : filtre ou centrifugeuse.

Le coût d'un filtre ou d'une centrifugeuse est élevé et ce genre d'appareil nécessite une surveillance et un entretien très suivis. Le procédé ne paraît économiquement utilisable que pour les plus grands élevages (plus de 5 000 places).

2. — *Épuration biologique aérobie après tamisage* (fig. 2)

L'installation comprend :

— un tamisage fin (400 à 500 μ) ;
— un bassin d'aération à niveau variable calculé pour réaliser une aération prolongée (0,6 à 1 m³ par porc) fonctionnant alternativement en aérateur et en décanteur.

Le liquide épuré (élimination d'environ 98 p. 100 de la DBO) est rejeté en rivière.

Les boues biologiques en excès sont concentrées dans :

— un bassin de stockage des boues.

Elles sont ensuite séchées sur lits de séchage ou épandues liquides. La surface d'épandage des boues est très inférieure à celle qui serait nécessaire pour épandre convenablement le lisier brut (probablement 1/3 à 1/10).

Coût approximatif : 15 à 25 F par porc engraissé.

(1) Les coûts ont été évalués en 1973.

Ce coût dépend très peu de la dilution du lisier. Le procédé s'applique donc bien au traitement de lisier dilué.

On peut aussi envisager de réaliser l'épuration biologique en utilisant des lits bactériens plastiques. Le bassin d'aération est alors remplacé par deux lits bactériens en série et leurs décanteurs.

Le coût global est comparable au précédent : l'investissement est plus lourd mais les dépenses d'énergie sont réduites.

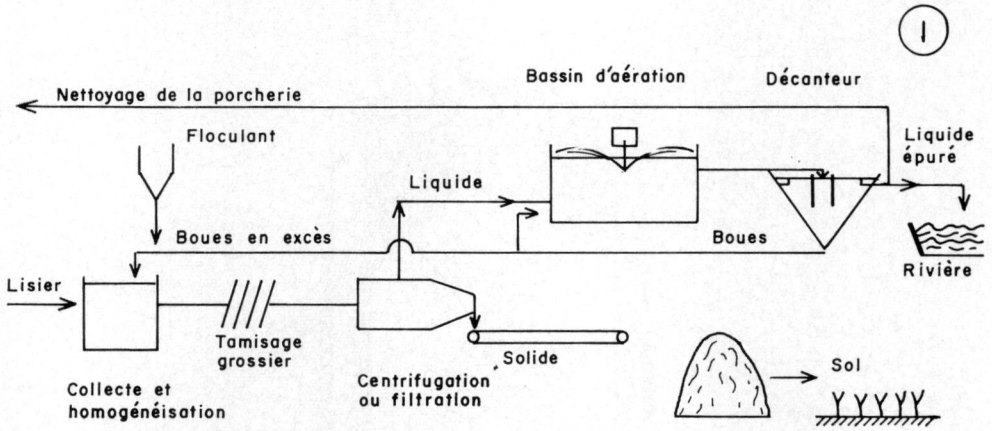


FIG. 1. — *Épuration aérobie après filtration ou centrifugation*

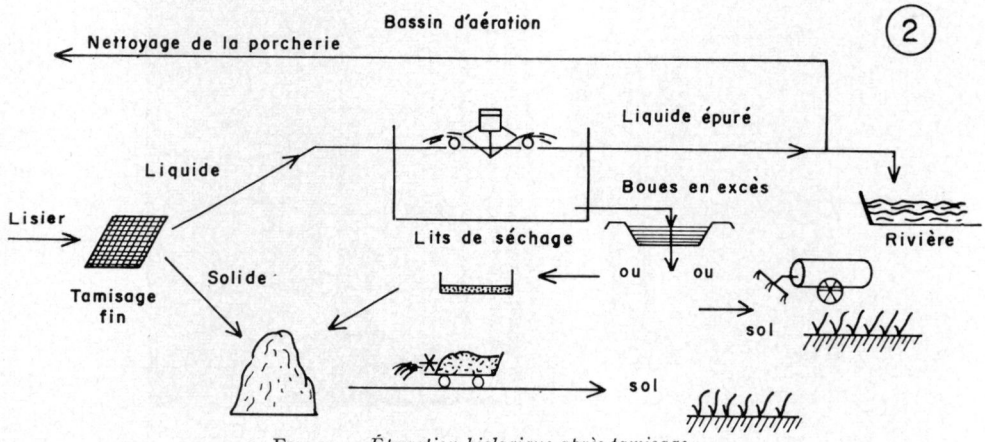


FIG. 2. — *Épuration biologique après tamisage*

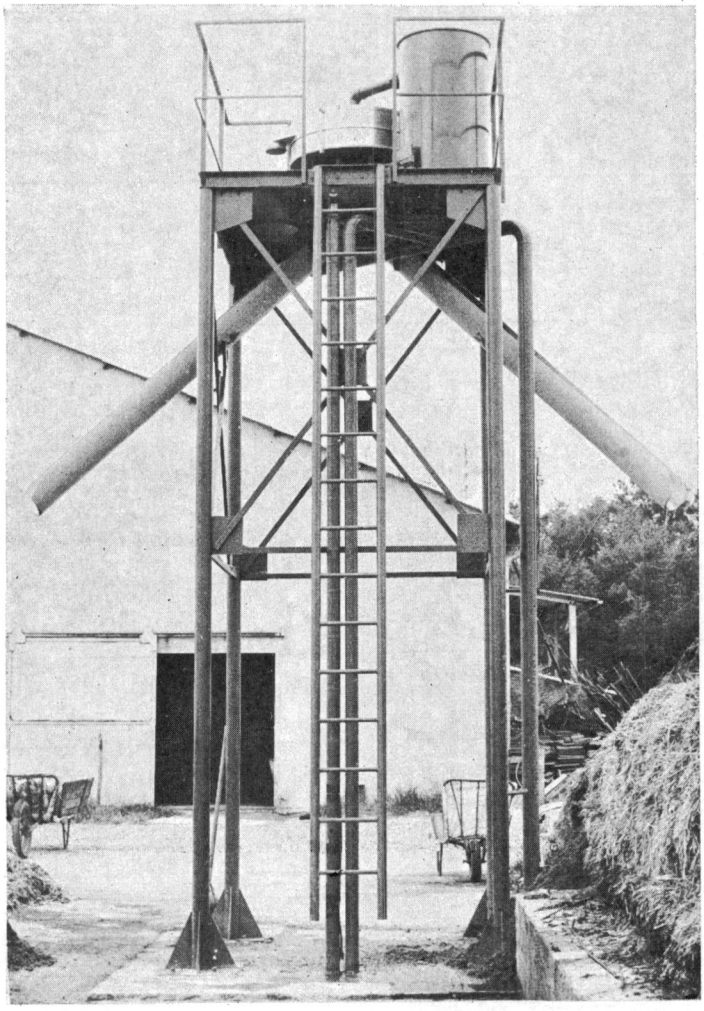
3. — *Tamisage et lagunage aéré* (clichés 1 et 2 ; fig. 3)

L'installation comprend :

— un poste de tamisage fin ;

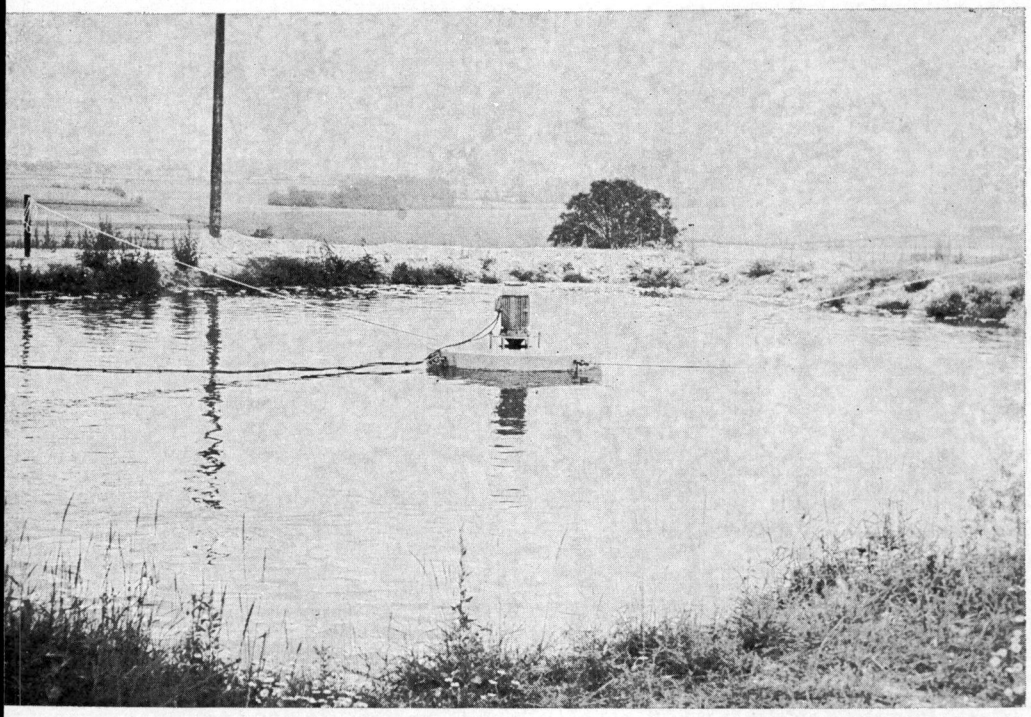
— une lagune aérée en terre (ou revêtue d'un film d'étanchéité) suivie d'un ou deux bassins de décantation. Volume total : au moins 2 m³/porc.

L'effluent épuré (DBO réduite de 95 p. 100 au moins) est rejeté en rivière. Les



Cliché C. T. G. R. E. F.

CLICHÉ 1. — *Poste de tamisage surélevé*



Cliché C. T. G. R. E. F.

CLICHÉ 2. — *Lagune aérée avec turbine flottante*

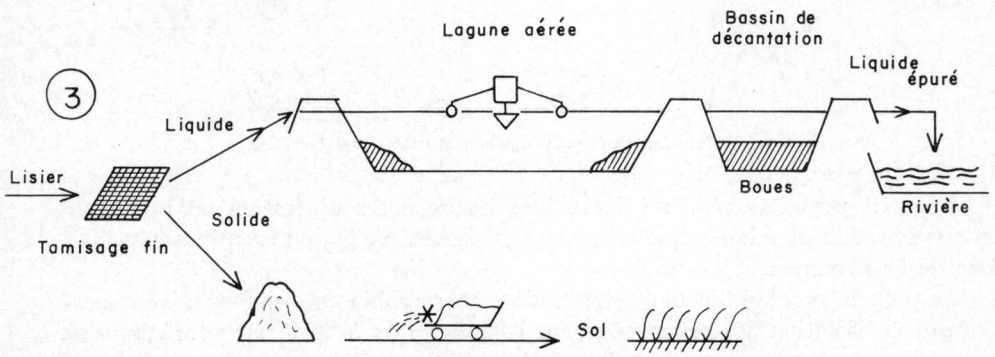


FIG. 3. — *Tamisage et lagunage aéré*

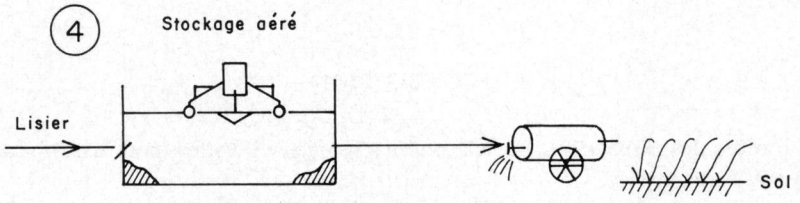


FIG. 4. — *Stabilisation par stockage aéré*

bassins de décantation sont mis à sec alternativement et curés au maximum une fois par an.

Coût approximatif : 14 à 18 F par porc engraissé.

4. — *Stabilisation par stockage aéré* (fig. 4)

L'installation comporte seulement un silo ou un bassin dont le volume dépend surtout du temps de stockage souhaité, équipé d'un aérateur flottant.

La totalité du lisier stabilisé est épandue. Compte tenu de l'élimination d'une partie de l'azote, de la stabilisation des matières organiques et de l'absence d'odeurs, les surfaces d'épandage peuvent être réduites par rapport à celles qui seraient nécessaires pour épandre un lisier brut, et plus rapprochées des habitations.

Pour un volume de 0,75 m³ par porc (stockage utile environ 0,5 m³), le coût approximatif est de 7 à 9 F par porc engraissé.

Un tamisage préalable (fig. 5) augmente d'environ 2 F le coût du procédé mais peut faciliter l'épandage du lisier traité.

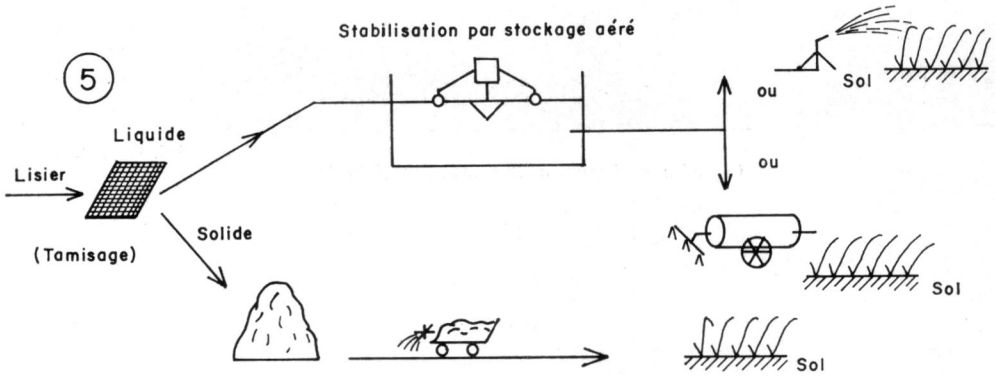


FIG. 5. — *Stabilisation par stockage aéré avec tamisage préalable*

Il serait peut-être possible de réduire les dépenses d'aération en prévoyant une oxygénation plus faible que celle qui a été envisagée ici, ou en utilisant un système de lit bactérien.

Le coût du procédé Licom de stabilisation thermophile est légèrement plus élevé à cause de l'isolation des cuves : on peut l'estimer à 11 à 13 F par porc engraissé.

A titre de comparaison, le coût de l'épandage traditionnel du lisier brut avec un stockage suffisant pour éviter l'épandage pendant les mois d'été peut être estimé à 3 ou 4 F par porc produit. Il peut être multiplié par deux si le lisier est dilué par des eaux de lavage.

I. — CONCLUSION

Pour limiter les nuisances et les pollutions des élevages porcins, plusieurs voies peuvent être suivies.

Il y a en premier lieu des possibilités de diminution de la pollution produite

à la source même, par la conduite de l'élevage, le mode de logement et de nettoyage, et très certainement en jouant sur la ration — il n'est pas exclu que, dans l'avenir, certains éleveurs soient conduits à rechercher un compromis entre la composition de la ration et le flux polluant rejeté.

La présentation de quelques procédés de traitement, qui ne prétend pas être exhaustive, et les coûts cités qui ne sont encore que des estimations, montrent que le technicien n'est pas complètement désarmé devant les problèmes de pollution ou de nuisances engendrés par l'élevage porcin.

Plusieurs opérations élémentaires telles que stockage, épandage, traitements physico-chimiques et traitements biologiques peuvent être combinées entre elles par l'éleveur, pour obtenir un système de traitement s'adaptant le mieux aux caractéristiques particulières de l'élevage et de son environnement.

Et, s'il est certain que l'épandage de lisier brut est encore le procédé le moins coûteux, on peut prévoir dans un avenir assez proche le développement d'autres systèmes de traitements tels que ceux décrits dans la dernière partie de cet article. De la même manière, des techniques telles que la récupération de protéines et leur recyclage en alimentation animale, qui sont employées à titre expérimental, passeront probablement dans la pratique.

Les études en cours dans de nombreux pays devraient permettre d'accroître et de préciser rapidement la gamme des procédés économiquement acceptables pour éliminer les pollutions et les nuisances dues aux effluents d'élevage porcins. Ceci permet d'envisager une politique de production porcine compatible avec la sauvegarde de notre environnement.

Reçu pour publication en janvier 1974.

SUMMARY

A POSSIBILITY OF LIMITING THE HARMFUL EFFECTS AND POLLUTION DUE TO PIG-FARMS

After re-examining the physico-chemical and microbiological composition of pig excrement, specifying the factors which modify it, the different treatments that can be applied to liquid pig manure are studied. The following possibilities are detailed : storage, spreading, dehydration, separation of suspended matter, anaerobic and aerobic biological treatments, compost formation and recovery of proteins for cattle nutrition. Several systems of treatment are then proposed combining the above operations in order that evacuation of waste in the natural environment take place with the minimum risks of pollution and harmful effects.

ZUSAMMENFASSUNG

MÖGLICHKEITEN ZUR EINSCHRÄNKUNG DER BELÄSTIGUNG UND DER VERSCHMUTZUNG IN DER NÄHE VON SCHWEINEAUFZÜCHTEN

Nach einer Beschreibung der physikalisch-chemischen und mikrobiologischen Zusammensetzung der Abwässer von Schweine-ställen unter Berücksichtigung der sie beeinflussenden Faktoren werden die verschiedenen anzuwendenden Behandlungen untersucht. Folgende Möglich-

keiten werden ausführlich besprochen : Lagerung, Ausbreitung, Entwässerung, Trennung der suspendierten Stoffe, anaerobe und aerobe biologische Behandlung, Kompostierung und Rückgewinnung der Protein für die Viehfütterung. Danach werden mehrere Behandlungsverfahren vorgeschlagen, die die vorerwähnten Operationen kombinieren, damit sich die Evakuierung der Abfälle im natürlichen Milieu möglichst verschmutzungs- und belästigungsfrei abspielt.

РЕЗЮМЕ

Возможности ограничения вреда и загрязнений вызванных свиноводческими хозяйствами.

Д. БАЛЛЕЙ, Г. КАТРУ.

Рассмотрев, прежде всего, химический и микробиологический состав сточных вод свиноводческих хозяйств, и уточнив факторы способные изменить этот состав, авторы изучили разные возможные способы обработки навозной жижи этих хозяйств. Детально рассматривались следующие возможности : хранение, разбрасывание, обезвоживание, разделение суспендированных веществ, аэробная и анаэробная биологические обработки, фабрикация компостов, с рекуперацией протеинов для животного корма. Затем предлагается несколько систем обработки комбинирующих указанные операции, для того чтобы эвакуация отбросов в природную среду происходила с минимальным риском загрязнений и вредности.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BARTLETT H. D., MARRIOT L. F., 1971. In *Livestock Waste Management and Pollution abatement*, 258-260, American Society of Agricultural Engineers, St-Joseph, Michigan.

BERROW M. L., WEBBER J., 1972. Trace elements in sewage sludges. *J. Sci. Fd. Agric.* **23**, 93-100.

BOUSFIELD S., HOBSON P. N., SUMMERS R., 1972. Laboratory and small pilot-plant scale anaerobic digestion of piggery wastes. Some aspects of the microbiology of anaerobic piggery waste digestion. *Farm Waste Disposal Conference*. Glasgow. Sept. 72.

BUCHOLTZ H. F., HENDERSON H. E., THOMAS J. W., ZINDEL H. C., 1971. In *Livestock Waste Management and Pollution abatement*, 308-310, American Society of Agricultural Engineers, St-Joseph, Michigan.

CAROT S., STAMBOULI N., 1974. Étude du traitement des effluents de porcherie par lagunage aéré, C. T. G. R. E. F. (à paraître).

CATROUX G., GERMON J.-C., GRAFFIN Ph., 1974. L'utilisation du sol comme système épurateur. *Ann. agron.*, **25** (2-3), 179-193.

CONVERSE J. C., 1969. In MUEHLING A. J., 1969. *Swine Housing and Waste Management*, 27-30, University of Illinois. Urbana, Illinois.

CONVERSE J. C., DAY D. L., PFEFFER J. T., JONES Jr B. A., 1971. In *Livestock waste Management and pollution abatement*, 267-271, American Society of Agricultural Engineers, St-Joseph. Michigan.

COPPENET M., 1970. Composition et utilisation des lisiers. A la pointe de l'Élevage, mars 1970, 2-6. *Revue de l'E. D. F. du Finistère.*

COPPENET M., 1974. L'épandage du lisier de porcherie. Ses conséquence agronomiques. *Ann. agron.*, **25**, (2-3), 403-423.

DIESCH S. L., 1970. In T. WILRICH, G. E. SMITH. *Agricultural Practices and water quality*, 265-285. Iowa State Univ. Press, Ames. Iowa.

GRAY K. R., SHERMAN K., BIDDLESTONE A. J., 1971. Review of composting. 2. The practical Process. *Process Biochemistry*, 22-28.

HAMMOND W. C., 1968. Can lime and chlorine suppress odors in liquid hog manure? *Agric. Eng.* **6**, 340-343.

HART S. A., TURNER, 1965. In Muehling A. J., 1969. *Swine Housing and waste Management*, 27-30. University of Illinois. Urbana, Illinois.

HARTUNG L. D., HAMMOND E. G., MINER J. R., 1971. In *Livestock Waste Management and Pollution abatement*, 105-106, American Society of Agricultural Engineers, St-Joseph, Michigan.

HAUBRY A., 1973. Prétraitement des lisiers de porcs avant épuration biologique. *Journées de la recherche porcine en France*. Paris 1973, 293-299.

HISSETT R., 1972. The treatability of different fractions of pig excrement. *Farm Waste Disposal Conference*. Glasgow, sept. 1972, 13-16.

HOBSON P. N., SHAW B. G., 1972. The Anaerobic digestion of waste from an intensive pig Unit. *Water research*, **7**, 437-449.

HOLMES L. W. J., DAY D. L., PFEFFER J. T., 1971. In *Livestock Waste Management and Pollution abatement*, 315-354, American Society of Agricultural Enginers. St-Joseph, Michigan.

JEFFREY E. A., BLACKMAN W. C., RICKETTS R., 1965. In Muehling A. J., 1969. *Swine Housing and waste Management*, 27-30, University of Illinois. Urbana, Illinois.

LASALLE R. M., LAUNDER M., 1969. In *Animal waste Management*, Cornell University Conference on Agricultural waste Management, 245-248, Cornell University, Ithaca, New York.

LUCAS R., 1973. Prétraitement d'un lisier de porc par floculation-décantation avec excès de chaux. *Rapport I. R. C. H. A.* nº 220, février 1973.

MCALLISTER J. S. V., 1962. Investigations into the storage and use of slurry. I. The nutrient content of slurry produced in Northern Ireland, 1962. *Res. Exp. Rec. Minist. Agric. Nth. Ire.* **12**, 113-133.

MANN H., 1972. A low cost high-rate percolating filter for farm use. *Farm waste Disposal Conference*. Glasgow, sept., 1972, 117-120.

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE. Direction générale de l'Espace rural. Direction des Aménagements ruraux. Étude des Effluents des Industries agricoles et alimentaires. Série Porcheries.

OKEY R. W., BALAKRISHNAN S., 1971. In *Livestock waste Management and Pollution abatement*, 199-203. American Society of Agricultural Enginers. St-Joseph, Michigan.

RIVIÈRE J., SUBTIL J.-C., CATROUX G., 1974. Étude de l'évolution chimique et microbiologique du lisier de porcs pendant le stockage anaérobie. *Ann. agron.*, **25** (2-3), 383-401.

ROBINSON K., BAXTER S. H., SAXON J. R., 1970. In *Proceedings of Symposium on Farm wastes*, 122-131, The Institute of water Pollution control, The University of Newcastle Upon Tyne.

ROBINSON K., SAXON J. R., BAXTER S. H., 1971. In *Livestock waste Management and pollution abatement*, 225-228, American Society of Agricultural Enginers. St-Joseph, Michigan, 1971.

SALMON-LEGAGNEUR E., GAYRAL J. P., LEVEAU J. M., RETTAGLIATI J., 1973. Étude de quelques paramètres de variation de la composition des effluents de porcherie. *Journées de la recherche porcine en France*, Paris 1973, 285-291.

SCHMID L. A., LIPPER R. I., 1969. In *Animal waste Management*, Cornell University Conference on Agricultural waste Management, 50-57, Cornell University, Ithaca, New York.

SCHOLZ H. G., 1971. In *Livestock waste Management and pollution abatement*, 27-29, American Society of Agricultural Enginers. St-Joseph, Michigan.

STAMBOULI N., BALLAY D., 1972, 1973. Étude des stations d'épuration de : Anneux, Bannans, Ploneour-Lanvern, Saint-Nic, Saint-Pont, Sales, Sources, Villeneuve-le-Comte. C. T. G. R. E. F. *Rapports au groupe de travail du Ministère de l'Agriculture sur l'épuration des effluents de porcheries.*

TAIGANIDES E. P., HAZEN T. E., 1966. In MUEHLING A. J., 1969. *Swine Housing and waste Management* 27-30, University of Illinois. Urbana, Illinois.

TAIGANIDES E. P. *et al.*, 1964. In MUEHLING A. J., 1969. *Swine Housing and waste Management*, 27-30. University of Illinois. Urbana, Illinois.

VASSEUR J., 1973. Le Problème du Lisier. *Génie Rural* nº 3, mars 1973, 133-137.

WHEATLAND A, B., 1970. Treatment, Use and Disposal of wastes from Modern Agriculture. *J. Inst. Water. Pollut. Control*, **2**, 2-15.

WILLSON G. B., 1971. In *Livestock waste Management and Pollution abatement*, 163-165. American Society of Agricultural Enginers. St-Joseph, Michigan.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 383-401.

ÉTUDE DE L'ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE ET MICROBIOLOGIQUE DU LISIER DE PORCS PENDANT LE STOCKAGE ANAÉROBIE

J. RIVIÈRE*, J.-C. SUBTIL **, et G. CATROUX**
avec la collaboration technique de Régine PEDERGNANA* et de J. SANNIER***

* *Laboratoire de Microbiologie, Institut national agronomique, 9, Rue de l'Arbalète, Paris, 5e*

** *Laboratoire de Microbiologie des Sols, Centre de Recherches de Dijon, I. N. R. A., B. V. 1540, 21034 Dijon Cedex*

*** *Station de Recherches sur l'Élevage des Porcs, Centre national de Recherches zootechniques, I. N. R. A., 78350 Jouy en Josas*

RÉSUMÉ

Une étude préliminaire de l'évolution du lisier de porcs pendant le stockage anaérobie a été effectuée sur un volume de un mètre cube. Deux effluents ont été étudiés : un lisier complet et un mélange comprenant urines et eaux de lavage, provenant d'un bâtiment équipé d'un dispositif de récupération des déjections solides. Bien que les difficultés d'échantillonnage et d'analyse obligent à des réserves, il a été observé, en stockage estival anaérobie, une diminution non négligeable de la DCO et de la concentration en azote. Par ailleurs, on observe une diminution du nombre des germes présents dans les deux effluents, particulièrement nette pour les Entérobactéries, *Escherichia coli* et streptocoques fécaux. Par contre, la diminution des germes générateurs d'odeurs est moins marquée, quand il n'y a pas croissance, comme c'est le cas des germes sulfato-réducteurs et des germes produisant de l'hydrogène sulfuré.

I. — INTRODUCTION

Dans notre pays, la production de porcs a depuis longtemps posé de sérieux problèmes aux responsables politiques, à telle enseigne qu'il a fallu mettre au point un plan de rationalisation de la production porcine dès 1969. En effet, à partir de 1963, notre consommation a dépassé notre production et, de plus, l'ouverture progressive de nos frontières vers la Communauté Européenne Économique a placé

les producteurs français devant des concurrents dynamiques et bien armés techniquement. De fait, on constate un déficit croissant entre production et consommation de viande de porc en France.

Au 1er décembre 1971, le cheptel porcin français était de 11 280 000 têtes, en très faible augmentation par rapport à 1970 (Ministère de l'Agriculture et du Développement rural, 1973), alors que les deux années précédentes, il avait augmenté de 8 à 9 p. 100. On comprend les inquiétudes des responsables de l'Agriculture et leurs efforts pour relancer la production porcine française afin de rétablir une situation très préjudiciable à notre balance commerciale.

Mais plusieurs causes freinent la relance de la production porcine, et très sommairement on peut citer :

— les structures de production qui, en France, accusent un retard certain par rapport à nos voisins — la concentration du cheptel en unités plus efficaces étant moins avancée que chez nos partenaires de la C. E. E.,

— l'augmentation du prix des aliments protéiques en 1972 et en 1973, particulièrement la farine de poisson et le tourteau de soja, associée à un prix de vente incertain du porc à la production,

— les contraintes imposées à l'éleveur dans le cadre de la lutte contre les pollutions et les nuisances.

Ce dernier aspect est loin d'être négligeable, alors que l'opinion publique est de plus en plus sensibilisée aux problèmes de l'Environnement. Selon sa localisation et son mode d'exploitation, toute porcherie est susceptible de causer des nuisances (odeurs des animaux, odeurs des déjections, bruits dûs aux animaux) et des pollutions lors des rejets incontrôlés d'effluents (rejets de substances polluantes et de germes pouvant être pathogènes pour l'homme). Le législateur ne s'y était pas trompé puisque, dès 1917, une loi prévoyait le classement des bâtiments industriels et commerciaux susceptibles de créer des pollutions en y incluant les porcheries industrielles.

Mais, si ces problèmes sont restés préoccupants sans être graves pendant plusieurs décennies, il n'en est plus de même actuellement pour plusieurs raisons. Tout d'abord, l'élevage porcin français n'échappe pas à la tendance générale à la concentration, et l'on verra dans l'avenir se constituer des unités de plusieurs milliers de porcs pour lesquelles l'élimination des déjections pose un problème d'une dimension nouvelle. Par ailleurs, le cheptel français, avec ses 11 280 000 porcs en 1971, produisait une charge polluante de l'ordre de 34 millions d'équivalents habitants, rejetant annuellement une quantité d'azote de l'ordre de 50 000 tonnes. Enfin, si l'éleveur peut supporter ou faire supporter, à son voisinage immédiat, certaines nuisances, il ne peut en être de même vis-à-vis des touristes, d'où certaines contraintes comme l'interdiction d'épandage de lisier pendant la période estivale dans des départements de l'ouest de la France.

Des possibilités de limitation des nuisances et des pollutions dues aux élevages porcins existent ; elles sont détaillées par ailleurs (Ballay et Catroux, 1974). Parmi ces possibilités, l'épandage est actuellement le moyen reconnu comme le moins coûteux pour se débarrasser des lisiers, mais il impose toujours un stockage parce que l'épandage est une opération discontinue par définition, car il n'est pas possible d'épandre toute l'année (sols gelés, cultures en place, saison touristique).

Actuellement, la forme de stockage la plus répandue est le stockage anaérobie au cours duquel se produisent des fermentations dont on sait peu de choses.

L'objet de ce travail préliminaire est d'étudier l'évolution du lisier de porcs au cours d'un stockage anaérobie suivant deux aspects :

— l'analyse physico-chimique du lisier qui donnera des indications sur l'évolution de sa charge polluante et de sa valeur fertilisante,

— l'analyse microbiologique qui permettra d'une part d'aborder l'étude des germes responsables de la formation des odeurs, d'autre part d'étudier la survie des germes fécaux susceptibles de constituer un danger pour l'homme.

Comme la Station de Recherches sur l'Élevage des Porcs dispose d'un bâtiment d'élevage permettant de séparer la fraction liquide du lisier (eau de lavage et urines) de la fraction solide (féces), il nous a paru intéressant d'étudier en comparaison l'évolution au stockage du lisier complet et du mélange (eaux de lavage + urines).

II. — MATÉRIEL ET MÉTHODES

2. 1. — *Dispositif expérimental et prélèvements*

Le lisier d'une part, le mélange urines-eaux de lavage d'autre part, ont été stockés dans deux cuves métalliques séparées, de 1 m^3 de volume, ayant environ 30 cm de hauteur. Un couvercle empêchait la pénétration de la pluie et protégeait de l'insolation directe. Ce couvercle limitait également l'évaporation pendant les deux mois de stockage durant lesquels la température extérieure a été élevée. Cette dernière a varié entre 14°C et 30°C (avec une moyenne de 22°C) pour l'expérimentation 1971 et entre 13°C et 27°C (avec une moyenne de 20°C) pour l'expérimentation 1972. La température des cuves était généralement inférieure de 2 à 3°C à la température extérieure relevée.

Les prélèvements ont été effectués pour l'expérimentation 1971 toutes les semaines en début d'expérience, tous les quinze jours ensuite. Les cuves ont été soigneusement brassées avant les prélèvements, et trois échantillons étaient prélevés simultanément :

— un échantillon était porté dans un délai de 5 heures au laboratoire de Microbiologie de l'I. N. A., pour les analyses microbiologiques qui étaient effectuées immédiatement,

— deux échantillons étaient expédiés par poste au laboratoire de Microbiologie des Sols de l'I. N. R. A., Dijon. Reçus un à deux jours après, ils étaient soit soumis à l'analyse immédiatement, soit congelés pour éviter toute évolution ultérieure.

Pour l'expérimentation 1972, il a été choisi de ne faire que trois prélèvements : le premier au départ du stockage, le second après quinze jours, le dernier après deux mois, en fin de stockage. Les prélèvements ont été effectués comme en 1971 mais 6 échantillons étaient prélevés simultanément :

— un échantillon pour les analyses microbiologiques,

— cinq échantillons pour les analyses physico-chimiques.

2. 2. — *Données zootechniques*

Le lisier complet provient d'animaux à l'engrais d'un poids compris entre 40 et 95 kg, élevés sur caillebotis nettoyés par de petits lavages estimés à 5 litres/porc/jour, et nourris avec un aliment contenant des céréales complétées par du tourteau de soja, des minéraux et des vitamines.

Le mélange (eaux de lavage + urines) provient de truies en gestation d'un poids compris entre 160 et 250 kg, élevées dans un bâtiment spécial équipé d'un couloir de déjection avec des raclettes permettant d'évacuer le fumier. Le bâtiment comprenait des animaux logés sur paille, avec deux lavages, soit 15 litres d'effluent/jour/truie, ou sans lavage, soit 2,8 litres d'effluent/jour /truie ; le régime alimentaire était essentiellement à base d'orge complétée par de la farine de luzerne, du tourteau de soja, des minéraux et des vitamines.

2. 3. — *Analyses physico-chimiques*

Matières sèches : on détermine le résidu sec correspondant à un poids connu de lisier après passage à l'étuve à 105°C pendant une nuit et obtention d'un poids constant.

Matières minérales : le résidu sec obtenu lors de la détermination des matières sèches est calciné au four à moufle à 550°C pendant 6 heures et pesé ensuite à poids constant.

Matières en suspension : un poids connu d'échantillon est centrifugé à 20 000 g pendant quinze minutes. Le surnageant est écarté, tandis que le culot est repris par de l'eau distillée et séché à l'étuve à 105° (ceci ne correspond pas aux Matières en suspension ou Matières décantables définies par l'Afnor).

Demande Chimique en Oxygène (DCO) *:* La DCO a été déterminée, soit en utilisant la technique préconisée par l'Afnor (AFNOR, 1969), soit en utilisant la technique rapide de JERIS (JERIS, 1967) qui, bien que moins précise que la précédente, permet un gain de temps appréciable.

Il n'a pas été possible de déterminer la DCO à l'aide d'un analyseur à flux continu d'une part à cause de la présence de la matière en suspension en quantités importantes, d'autre part à cause de précipitations se produisant dans le circuit analytique et l'obstruant.

Demande Biochimique en Oxygène à cinq jours (DBO_5) *:* La DBO_5 a été déterminée par une méthode indirecte mise au point à l'I. N. R. A. et qui procède par différence de DCO (CATROUX et MORFAUX, 1971).

Azote total (Kjeldhal) *:* un poids connu d'échantillon est dilué, et une partie aliquote est minéralisée en matras, l'ammonium formé étant déterminé à l'analyseur à flux continu par une technique utilisant la coloration produite par l'hypobromite de sodium et le phénate de sodium (SHKONDE et KOROLEVA, 1964).

Phosphore total : il a été dosé par le laboratoire d'Analyse des Sols d'Arras pour l'expérimentation 1971, et au laboratoire de Microbiologie des Sols, sur Autoanalyzer Technicon, pour l'expérimentation 1972.

Cations : le calcium, le magnésium, le potassium et le sodium ont été déterminés par le Laboratoire d'Analyses des Sols d'Arras à partir de la reprise par l'acide chlorhydrique des résidus obtenus lors de la détermination des matières minérales.

2. 4. — *Analyses microbiologiques*

2. 41. *Préparation de l'échantillon et des dilutions.*

Chaque échantillon est homogénéisé (Vortex) pendant deux minutes, puis on réalise une série de dilutions décimales dans de l'eau peptonée à 0,1 p. 100 (tryptone Difco) servant à ensemencer tous les milieux.

2. 42. *Dénombrements des bactéries revivifiables.*

Ils sont réalisés dans des milieux gélosés ou dans des milieux liquides.

Milieux gélosés : ils permettent de dénombrer la microflore totale (aérobie et anaérobie), les Entérobactéries totales, les *Escherichia coli* fécaux, et les spores de *Clostridium* sulfitoréducteurs dans chaque cas, en double exemplaire.

— *Microflore totale aérobie.* On utilise le Tryptone glucose yeast agar (BD Mérieux) ensemencé dans la masse à raison de 1 ml/dilution. On incube 7 jours à 30°C.

— *Microflore totale anaérobie.* On emploie la technique préconisée par MOSSEL *et al.* (1962). Il s'agit d'une gélose nutritive cystéinée à la résazurine contenue dans des tubes de 14 × 180 mm. L'anaérobiose est réalisée par un bouchon de gélose blanche que l'on verse après régénération et ensemencement de chaque tube (à raison de 1 ml). On incube 7 jours à 30°C.

— *Entérobactéries :* Violet Red Bile Agar avec 10 g mannitol/litre (BD Mérieux).

— Escherichia coli *fécaux.* On emploie le milieu de CHAPMAN (1951) additionné de chlorure de triphényltétrazolium. Il s'agit du Tergitol 7 agar (BBL) ensemencé en surface à raison de 0,1 ml de chaque dilution et incubé 24 h à 44°C (BUTTIAUX *et al.*, 1953).

— *Spores de* Clostridium *sulfito-réducteurs.* On utilise la technique de MOSSEL (1959), après avoir chauffé le prélèvement 10 mn à 80°C et modifié la constitution du milieu (0,1 p. 100 de sulfite de sodium et dépourvu de polymixine). L'incubation se fait pendant 3 jours à 30°C.

Milieux liquides : Ils permettent de déterminer le Nombre Moyen Probable de bactéries revivifiables après avoir ensemencé trois tubes par dilution.

— *Microflore ammonifiante :* On emploie la technique de POCHON et TARDIEUX (1962). L'incubation dure 15 jours à 30°C. La libération d'ammoniaque à partir de l'asparagine est décelée avec le réactif de Nessler.

— *Bactéries nitreuses et nitriques.* On utilise la technique de POCHON et TARDIEUX (1962). L'incubation dure 3 semaines à 30°C. La présence de bactéries fixatrices se manifeste par un voile à la surface du milieu. On réalise également un contrôle à l'aide d'un examen microscopique pour déceler la présence de cellules typiques d'*Azotobacter.*

— *Streptocoques fécaux.* Le dénombrement se fait après un test présomptif dans un milieu à l'azothydrate (HAJNA et PERRY, 1943) suivi d'un test confirmatif dans le bouillon à l'éthylviolet (LITSKY *et al.*, 1955), l'incubation étant de 48 h à 37°C.

— *Bactéries indologènes.* On utilise de l'eau peptonée à 1 p. 100 et on recherche l'indole après 48 h d'incubation à 30°C à l'aide du réactif de Kovacs (BUTTIAUX *et al.*, 1969).

— *Bactéries productrices d'hydrogène sulfuré.* On emploie le milieu VL pour mise en évidence de l'hydrogène sulfuré (BUTTIAUX *et al.*, 1969) incubé 7 jours à 30°C.

— *Bactéries uréolytiques.* Le milieu a la composition suivante, pour un litre d'eau distillée : phosphate monopotassique, 0,36 g ; phosphate bisodique, 0,36 g ; extrait de levure (Difco), 0,2 g ; rouge de phénol, 0,012 g ; urée, 10 g ; pH = 6,8.

Le milieu sans urée est réparti à raison de 9 ml par tube 18 × 180 mm, puis stérilisé 20 mn à 120°C. Après refroidissement, on ajoute aseptiquement 1 ml par tube d'une solution d'urée à 10 p. 100, stérilisée par filtration. L'ensemencement fait à raison de 1 ml par dilution, on incube 15 jours à 30°C. La détermination du Nombre Moyen Probable est obtenue en considérant comme positifs les tubes présentant une coloration rose intense traduisant une alcanisation due à la production d'ammoniaque.

— *Bactéries sulfato-réductrices.* Le milieu a la composition suivante, pour un litre d'eau distillée : chlorure d'ammonium, 1 g ; sulfate de sodium, 1 g ; sulfate de magnésium, 2 g ; lactate de sodium, 6 ml d'une solution à 60 p. 100 ; phosphate bi-potassique, 0,5 g. On répartit 25 ml dans des tubes à vis, contenant un clou de fer dégraissé à l'acétone. Avant ensemencement (1 ml de dilution/tube), le milieu est régénéré par un séjour de 20 mn au bain-marie bouillant. Pour la détermination du Nombre Moyen Probable, on considère comme positifs les tubes présentant une coloration noire après 15 jours d'incubation à 30°C (GATELLIER, 1962).

III. — RÉSULTATS

3. 1. — *Analyse physico-chimique*

3. 11. *Expérimentation 1971.*

L'évolution du lisier complet a été assez importante d'après les résultats analytiques rassemblés dans les tableaux 1 et 2. En effet, la DCO passerait de 21 210 mg/kg à 4 750 après huit semaines de stockage anaérobie en période estivale (juillet, août), soit une réduction de 77 p. 100. Une diminution moins forte de l'azote total a été constatée, de l'ordre de 33 p. 100, la concentration passant de 1 680 à 1 120 mg/kg. Néanmoins, les variations anormales observées au cours de l'évolution incitent à considérer ces résultats avec prudence et semblent mettre en cause l'échantillonnage et l'analyse. Les analyses de minéraux n'ont pas été effectuées à chaque prélèvement mais seulement après 0 , 4 et 8 semaines. Elles sont difficilement interprétables : la

TABLEAU I

Évolution de la charge polluante du lisier complet au stockage

Expérimentation 1971

Temps (semaines)	Matières sèches (g/kg)	Matières en suspension (g/kg)	DCO (mg/kg)	DBO_5 (mg/kg)	Rapport $\frac{DBO_5}{DCO}$
0	16,5	7,17	21 210	7 800	0,37
1 1er éch.	9,86	4,20	11 955	—	—
1 2e éch.	10,10	6,44	12 315	4 476	0,436
2 1er éch.	11,88	6,97	13 903	6 684	0,48
2 2e éch.	12,20	6,57	15 250	5 796	0,38
3 1er éch.	6,27	3,35	8 445	4 116	0,49
3 2e éch.	6,54	3,47	7 387	2 964	0,40
4 1er éch.	9,07	3,10	10 185	4 518	0,44
4 2e éch.	8,84	3,48	10 556	5 100	0,48
6 1er éch.	9,68	5,48	11 205	—	—
6 2e éch.	11,91	7,97	13 045	—	—
8	6,33	0,99	4 570	—	—

TABLEAU 2

Analyse de la valeur fertilisante du lisier complet pendant le stockage

Expérimentation 1971

Temps (semaines)	pH	Matières minérales (g/kg)	Azote total (mg/kg)	Azote ammoniacal (mg/kg)	P_2O_5 (mg/kg)	K_2O (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	Na (mg/kg)
0	7,5	5,2	1 680	1 340	693,5	954,2	664	173	530,7
1 1er éch.	7,4	4,61	1 440	1 260	—	—	—	—	—
1 2e éch.	7,6	4,43	1 800	1 400	—	—	—	—	—
2 1er éch.	7,4	4,40	1 520	1 200	—	—	—	—	—
2 2e éch.	7,4	4,74	1 624	1 220	—	—	—	—	—
3 1er éch.	7,8	3,43	1 130	940	—	—	—	—	—
3 2e éch.	7,6	2,93	1 047	820	—	—	—	—	—
4 1er éch.	7,5	4,23	1 360	1 100	307,2	1 098,7	334	123	599,3
4 2e éch.	7,8	4,27	1 240	1 080	279,5	1 029,1	324	124	598,8
6 1er éch.	7,8	3,26	1 220	860	—	—	—	—	—
6 2e éch.	7,4	4,47	1 460	960	—	—	—	—	—
8	7,9	3,47	1 120	—	77	1 306	297	70	538

concentration en acide phosphorique diminuant ainsi que la concentration en calcium et magnésium. Par contre, la concentration en potassium a tendance à augmenter, alors que le sodium reste stable.

Alors que l'on pouvait s'attendre à une certaine concentration des éléments minéraux par évaporation, l'examen de ces résultats souligne encore plus les difficultés d'échantillonnage et d'analyse de lisiers.

L'évolution du mélange (eaux de lavage + urines) a, elle aussi, été importante d'après les résultats rassemblés dans les tableaux 3 et 4. La DCO passe de 13 110 mg à 7 400 mg/kg, soit une réduction de 43 p. 100. Par contre, la DBO_5, bien que variant au cours du stockage, garde une valeur voisine de celle du mélange en début d'expérimentation soit 4 150 mg/kg.

TABLEAU 3

Évolution de la charge polluante du mélange (eaux de lavage + urines) *au stockage*

Expérimentation 1971

Temps (semaines)		Matières sèches (g/kg)	Matières en suspension (g/kg)	DCO (mg/kg)	DBO_5 (mg/kg)	Rapport $\frac{DBO_5}{DCO}$
0		11	4,90	13 110	4 152	0,31
1	1er éch.	7,66	3,10	12 800	—	—
	2e éch.	7,39	3,91	10 580	5 490	0,52
2	1er éch.	8,19	3,80	11 686	6 174	0,52
	2e éch.	8,71	4,46	11 192	6 180	0,55
3	1er éch.	4,33	1,26	6 397	3 486	0,54
	2e éch.	4,16	1,36	6 283	3 942	0,62
4	1er éch.	5,51	2,44	7 975	4 230	0,53
	2e éch.	5,32	2,12	7 808	4 812	0,61
6	1er éch.	5,40	1,83	5 384	—	—
	2e éch.	5,37	1,88	5 763	—	—
8	1er éch.	6,53	2,72	7 550	4 380	0,57
	2e éch.	6,74	2,67	7 251	4 140	0,57

L'azote total diminue sensiblement jusqu'à la 6e semaine de stockage, passant de 1 073 mg à 634 mg/kg, soit une réduction de 41 p. 100. La brusque augmentation observée à la 8e semaine reste inexpliquée.

En ce qui concerne les minéraux, les mêmes réserves que pour le lisier complet peuvent être faites puisque les résultats d'analyse indiquent une diminution de la concentration en acide phosphorique et en calcium alors que la concentration en potassium, sodium et magnésium ne varie pratiquement pas.

TABLEAU 4. — *Évolution de la valeur fertilisante du mélange* (eaux de lavage + urines) *au stockage*
Expérimentation 1971

Temps (semaines)		pH	Matières minérales (g/kg)	Azote total (mg/kg)	Azote ammoniacal (mg/kg)	P_2O_5 (mg/kg)	K_2O (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	Na (mg/kg)
0		7,3	3	1 073	800	747	587,5	546	157	352
1	1er éch.	7,45	2,62	900	760	—	—	—	—	—
	2e éch.	7,3	3,46	1 000	760	—	—	—	—	—
2	1er éch.	7,45	3,31	960	780	—	—	—	—	—
	2e éch.	7,2	3,28	995	840	—	—	—	—	—
3	1er éch.	7,55	2,31	580	500	—	—	—	—	—
	2e éch.	7,55	2,18	611	560	—	—	—	—	—
4	1er éch.	7,7	2,50	720	540	381	377,3	290	126	240
	2e éch.	7,7	2,41	681	560	518,5	516	310	182	320
6	1er éch.	7,6	2,35	637	520	—	—	—	—	—
	2e éch.	7,9	2,21	631	520	—	—	—	—	—
8	1er éch.	7,5	2,4	840	—	406	629	486	184	390
	2e éch.	8,15	2,21	910	—	338	614	480	155	330

TABLEAU 5. — *Évolution de la charge polluante du lisier complet au stockage*
Expérimentation 1972

Temps (jours)		Paramètres				
		Matières en suspension (g/l)	DCO sur échantillon brut (mg/l)	DCO sur échantillon centrifugé (mg/l)	DBO_5 sur échantillon brut (mg/l)	Rapport $\frac{DBO_5}{DCO}$
0	1er éch.	0,850 4	7 730	6 900	3 800	0,491
	2e éch.	1,064 9	7 690	6 400	4 200	0,546
	3e éch.	0,846 4	7 580	6 600	4 200	0,554
	4e éch.	1,060 9	7 690	7 000	4 600	0,598
	5e éch.	0,831 8	7 770	6 900	5 200	0,669
	Moyenne	0,930 8	7 692	6 760	4 400	0,571
11	1er éch.	0,843 8	9 942	5 700	4 040	0,406
	2e éch.	0,776 6	10 065	5 700	3 885	0,385
	3e éch.	0,758 7	9 942	6 060	4 440	0,446
	4e éch.	0,808 9	9 880	6 000	3 996	0,404
	5e éch.	0,864 3	9 606	6 000	3 996	0,415
	Moyenne	0,810 4	9 887	5 892	4 072	0,411
60	1er éch.	1,461 8	3 571	2 120	554	0,155
	2e éch.	1,172 1	3 379	2 200	—	—
	3e éch.	1,415 2	3 878	2 120	—	—
	4e éch.	1,398 6	3 156	2 040	942	0,242
	5e éch.	1,375 3	3 878	2 040	886	0,228
	Moyenne	1,364 6	3 572	2 104	794	0,208

3. 12. *Expérimentation 1972.*

D'après les résultats rassemblés dans les tableaux 5 et 6, l'évolution du lisier complet a été importante notamment en ce qui concerne la DCO qui passe, après 2 mois de stockage anaérobie en période estivale, de 7 692 à 3 572 mg/kg, soit une réduction de 53 p. 100. De même, on peut observer une réduction de 43 p. 100 de l'azote total, qui passe de 703 à 396 mg/kg. Les différences observées entre échantillons sont importantes pour les matières minérales, et permettent difficilement de conclure. Mis à part une augmentation inexplicable de la concentration en calcium, la concentration en minéraux varie peu.

TABLEAU 6

Analyse de la valeur fertilisante du lisier complet pendant le stockage
Expérimentation 1972

Temps (jours)		Paramètres					
		Azote total (mg/l)	P_2O_5 (mg/l)	K_2O (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)
0	1er éch.	670	214,1	759,2	236	65,2	135,6
	2e éch.	775	—	749,1	236	72,8	126
	3e éch.	665	—	698,0	212	64,8	128,4
	4e éch.	685	304,6	773,2	224	64,8	128
	5e éch.	720	343,5	—	—	—	—
	Moyenne	703	286,9	745,0	227	66,9	129,5
11	1er éch.	570	297,7	871,5	212	73,2	160
	2e éch.	600	282,8	729,3	188	66,8	131,2
	3e éch.	595	—	725,4	168	54,4	134
	4e éch.	720	—	—	—	—	—
	5e éch.	600	156,8	923,6	320	35,8	358
	Moyenne	617	215,9	812,6	233,3	57,5	195,8
60	1er éch.	420	—	—	—	—	—
	2e éch.	375	—	541,8	380	50,0	165,6
	3e éch.	410	115,6	786,2	308	35,6	159,6
	4e éch.	385	247,3	795,3	696	55,6	200
	5e éch.	390	293,1	770,3	264	61,2	150,8
	Moyenne	396	236,7	723,4	412	50,6	169

Les résultats rassemblés dans les tableaux 7 et 8 montrent que l'évolution du mélange (eaux de lavage + urines) est assez voisine de celle du lisier complet puisque la DCO diminue de 51 p. 100 en deux mois, passant de 5 630 mg à 2 714 mg/kg. On observe, par ailleurs, une réduction de 45 p. 100 en azote total, qui passe de 600 à 330 mg/kg. Les résultats obtenus pour les analyses de minéraux semblent indiquer que la concentration en acide phosphorique, sodium, potassium et magnésium reste stable. On note, pour le calcium, une augmentation inexpliquée de la concentration comme dans le cas du lisier complet.

3. 2. — *Analyse microbiologique*

3. 21. *Expérimentation 1971.*

Les résultats des dénombrements sont rassemblés dans les tableaux 9 et 10. On constate que les deux types d'effluents sont très riches en germes, de l'ordre de 10^9/gramme pour le lisier complet, et de l'ordre de 10^8/gramme pour le mélange, en considérant la microflore ammonifiante dont la technique de dénombrement donne probablement la meilleure image de la population microbienne de ces effluents riches en azote.

TABLEAU 7

Évolution de la charge polluante du mélange (eaux de lavage + urines) *au stockage*

Expérimentation 1972

Temps (jours)		Paramètres				
		Matières en suspension (g/l)	DCO sur échantillon brut (mg/l)	DCO sur échantillon centrifugé (mg/l)	DBO_5 sur échantillon brut (mg/l)	Rapport $\frac{DBO_5}{DCO}$
0	1er éch.	0,831 8	6 063	3 200	3 400	0,560
	2e éch.	0,985 0	5 245	2 900	2 600	0,495
	3e éch.	0,965 7	5 654	3 300	2 400	0,424
	4e éch.	1,070 2	6 026	3 300	2 000	0,331
	5e éch.	0,923 0	5 171	3 400	3 600	0,696
	Moyenne	0,955 1	5 630	3 220	2 800	0,501
11	1er éch.	1,524 9	3 762	2 460	2 110	0,560
	2e éch.	1,476 0	3 875	2 340	1 887	0,486
	3e éch.	1,537 1	3 625	2 400	1 665	0,459
	4e éch.	1,525 2	3 625	2 340	2 886	0,796
	5e éch.	1,557 1	3 980	2 340	2 442	0,631
	Moyenne	1,524 0	3 773	2 360	2 197	0,586
60	1er éch.	1,358 6	2 425	1 200	—	—
	2e éch.	1,162 1	2 633	1 160	221	0,083
	3e éch.	1,591 7	2 893	1 220	—	—
	4e éch.	1,138 8	2 543	1 080	332	0,130
	5e éch.		3 077	1 240	60	0,019
	Moyenne	1,312 8	2 714	1 180	204	0,077

Il faut aussi noter le grand nombre des micro-organismes d'origine fécale, les Entérobactéries atteignant 10^6/gramme d'effluent. On peut constater que le lisier complet contient, selon le type de germes dénombrés, de 10 à 100 fois plus de germes que le mélange (eaux de lavages + urines) :

Ceci est particulièrement net pour les *Escherichia coli* fécaux et pour les Streptocoques fécaux. Par contre, après 77 jours de stockage, la différence entre

les deux effluents est nettement moins marquée, quand elle ne s'inverse pas. En effet, des groupes bactériens sont en quantité plus importante après stockage dans le mélange que dans le lisier complet. C'est notamment le cas pour les germes indologènes, uréolytiques, gélatinolytiques, ammonifiants et sulfato-réducteurs. Parallèlement, on constate que le taux de survie des germes est généralement plus faible dans le lisier complet que dans le mélange (eaux de lavage + urines). On observe, en outre pour certains groupements une multiplication importante, notamment pour les bactéries sulfato-réductrices dont le nombre est multiplié par 1 000 dans le cas du lisier complet, et par 55 000 dans le cas du mélange.

Par ailleurs, on constate toujours une diminution très importante du nombre des germes d'origine fécale.

TABLEAU 8

Analyse de la valeur fertilisante du mélange (eaux de lavage + urine) *pendant le stockage*

Expérimentation 1972

Temps (jours)		Paramètres					
		Azote total (mg/l)	P_2O_5 (mg/l)	K_2O (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)
0	1er éch.	625	279,4	910,6	332	75,2	376,4
	2e éch.	570	—	909,6	320	77,2	398
	3e éch.	550	—	872,9	356	83,6	342,8
	4e éch.	665	279,4	844,5	292	72,4	370,8
	5e éch.	590	269,1	837,5	308	75,6	360
	Moyenne	600	275,9	894,4	321,6	76,8	369,4
11	1er éch.	520	—	685,9	192	55,6	124,4
	2e éch.	480	125,9	907,7	308	81,6	370,4
	3e éch.	490	214,1	—	—	—	—
	4e éch.	475	—	—	—	—	—
	5e éch.	460	138,5	854,6	224	64	422
	Moyenne	485	159,1	816,1	241,3	67,0	305,6
60	1er éch.	350	—	994,4	380	98,4	386
	2e éch.	310	312,6	1 098,1	308	82,8	428
	3e éch.	—	253,1	1 110,1	696	82	460,8
	4e éch.	—	281,7	1 101,9	264	76,8	421,2
	5e éch.	—	—	—	—	—	—
	Moyenne	330	282,1	1 076,1	412	85	424

3. 22. *Expérimentation 1972.*

Les résultats des dénombrements sont rassemblés dans les tableaux 11 et 12. Ils confirment en grande partie les résultats observés en 1971, le lisier complet contenant au départ 10 à 100 fois plus de germes que le mélange (eaux de lavage

TABLEAU 9

Évolution de la microflore du lisier complet au stockage

Expérimentation 1971

Durée du stockage (en j)	Microflore totale aérobie	Microflore totale anaérobie	Entéro-bactéries revivi-fiables	*E. coli* fécaux	Strepto-coques fécaux	Bactéries indologènes	Bactéries produisant H_2S	Bactéries uréo-lytiques	Bactéries gélatino-lytiques	Microflore ammoni-fiante	Bactéries sulfato-réductrices	Spores des *Clostridium* sulfito-réducteurs
1	1.10^7	5.10^7	$4{,}2.10^6$	3.10^5	1.10^6	$1{,}1.10^6$	$2{,}5.10^6$	$2{,}5.10^6$	$7{,}4.10^5$	$2{,}5.10^9$	$4{,}5.10^3$	1.10^6
8	5.10^5	3.10^5	9.10^3	3.10^4	$4{,}5.10^5$	$4{,}5.10^4$	$2{,}5.10^5$	$1{,}5.10^5$	$2{,}5.10^4$	$2{,}5.10^5$	$4{,}5.10^3$	1.10^5
15	$4{,}5.10^6$	$1{,}6.10^6$	4.10^4	—	$1{,}1.10^5$	$4{,}5.10^4$	$2{,}5.10^5$	$1{,}1.10^6$	$1{,}1.10^5$	—	$2{,}6.10^4$	$1{,}9.10^5$
22	$1{,}8.10^5$	3.10^5	5.10^3	—	$2{,}5.10^5$	—	$2{,}5.10^5$	$1{,}5.10^5$	—	$1{,}1.10^6$	$2{,}5.10^4$	3.10^5
63	$2{,}4.10^6$	5.10^5	$3{,}1.10^4$	—	$1{,}1.10^4$	$4{,}5.10^2$	$2{,}5.10^5$	$1{,}5.10^5$	$1{,}1.10^5$	$4{,}5.10^5$	3.10^3	$1{\cdot}10^5$
71	$5{,}6.10^5$	5.10^5	$1{,}3.10^4$	—	$2{,}5.10^3$	$2{,}5.10^4$	$1{,}1.10^5$	$4{,}5.10^3$	2.10^4	$4{,}5.10^5$	$4{,}5.10^3$	3.10^4
77	$1{,}2.10^5$	4.10^5	9.10^3	—	$2{,}5.10^3$	$1{,}1.10^3$	$1{,}1.10^5$	$1{,}5.10^4$	$1{,}1.10^5$	$4{,}5.10^5$	$4{,}5.10^4$	1.10^4
P. 100 de survivants en fin de stockage	1,2	0,8	0,2	0	0,25	0,1	4,4	0,6	14	0,0	1 000	1

TABLEAU 10

Évolution de la microflore du mélange (eaux de lavage + urines) *au stockage*
Expérimentation 1971

Durée du stockage (en j)	Microflore totale aérobie	Microflore totale anaérobie	Entéro-bactéries revivi-fiables	*E. coli* fécaux	Strepto-coques fécaux	Bactéries indologènes	Bactéries produisant H_2S	Bactéries uréo-lytiques	Bactéries gélatino-lytiques	Microflore ammoni-fiante	Bactéries sulfato-réductrices	Spores des *Clostridium* sulfito-réducteurs
1	2.10^7	6.10^6	9.10^6	$2{,}5.10^4$	$2{,}5.10^4$	$4{,}5.10^4$	$1{,}1.10^6$	$2{,}4.10^5$	$1{,}1.10^4$	$1{,}1.10^8$	$4{,}5.10^3$	4.10^4
8	2.10^5	—	$2{,}5.10^4$	—	$2{,}5.10^4$	$1{,}1.10^4$	$4{,}5.10^6$	$7{,}5.10^4$	$2{,}5.10^5$	$2{,}5.10^4$	$4{,}5.10^5$	5.10^4
15	$2{,}2.10^6$	$2{,}7.10^6$	$2{,}3.10^4$	—	$1{,}1.10^5$	$4{,}5.10^4$	$2{,}5.10^4$	$4{,}5.10^6$	$4{,}5.10^4$	$1{,}1.10^5$	$4{,}5.10^6$	$1{,}8.10^4$
22	9.10^4	5.10^5	4.10^3	—	$2{,}5.10^3$	—	$4{,}5.10^5$	$4{,}5.10^6$	—	$1{,}1.10^5$	$2{,}5.10^6$	1.10^5
63	$1{,}7.10^6$	7.10^5	1.10^5	—	$1{,}5.10^3$	$1{,}5.10^4$	$2{,}5.10^6$	—	$2{,}5.10^6$	$2{,}5.10^6$	$4{,}5.10^6$	1.10^5
71	$2{,}5.10^5$	$1{,}2.10^6$	5.10^4	—	$4{,}5.10^3$	—	$2{,}5.10^6$	$4{,}5.10^5$	$4{,}5.10^5$	$2{,}5.10^7$	$4{,}5.10^6$	4.10^4
77	$2{,}1.10^5$	5.10^5	$3{,}1.10^4$	—	$1{,}5.10^2$	$4{,}5.10^2$	$2{,}5.10^6$	$1{,}1.10^5$	$1{,}1.10^6$	$2{,}5.10^6$	$2{,}5.10^6$	1.10^4
P. 100 de survivants après 77 jours	1	8,3	0,34	0	0,6	1	227	45,8	10 000	2,2	55 000	25

TABLEAU II

Évolution de la microflore du lisier complet au stockage
Expérimentation 1972

Durée du stockage (en j)	Microflore totale aérobie	Microflore totale anaérobie	Entéro-bactéries revivifiables	*E. coli* fécaux	Strepto-coques fécaux	Bactéries indologènes	Bactéries produisant H_2S	Bactéries uréolytiques	Microflore ammoni-fiante	Bactéries sulfato-réductrices	Spores des *Clostridium* sulfito-réducteurs
1	8.10^7	2.10^7	$6{,}2.10^5$	7.10^4	$2{,}5.10^6$	$1{,}1.10^6$	$4{,}5.10^6$	$2{,}5.10^7$	$1{,}1.10^8$	$1{,}1.10^5$	2.10^3
15	1.10^6	2.10^6	1.10^4	3.10^3	$1{,}5.10^5$	$4{,}5.10^3$	$4{,}5.10^4$	$1{,}1.10^5$	$1{,}1.10^6$	$2{,}5.10^4$	1.10^3
35	4.10^6	4.10^6	$1{,}2.10^3$	3.10^1	$1{,}1.10^5$	$2{,}5.10^4$	$2{,}5.10^6$	$2{,}5.10^6$	$4{,}5.10^5$	3.10^4	1.10^3
P. 100 de survivants après 35 j	5	20	0,2	0,04	4,4	2,2	55,5	10	0,4	27,2	50

TABLEAU 12

Évolution de la microflore du mélange (eaux de lavage + urines) *au stockage*
Expérimentation 1972

Durée du stockage (en j)	Microflore totale aérobie	Microflore totale anaérobie	Entéro-bactéries revivifiables	*E. coli* fécaux	Strepto-coques fécaux	Bactéries indologènes	Bactéries produisant H_2S	Bactéries uréolytiques	Microflore ammoni-fiante	Bactéries sulfato-réductrices	Spores des *Clostridium* sulfito-réducteurs
1	4.10^6	2.10^6	2.10^4	5.10^3	$2{,}5.10^5$	$2{,}5.10^4$	$1{,}1.10^5$	$1{,}1.10^5$	$2{,}5.10^5$	$4{,}5.10^3$	1.10^4
15	1.10^6	1.10^6	4.10^3	4.10^3	2.10^4	$< 10^3$	$4{,}5.10^6$	$1{,}1.10^6$	$4{,}5.10^7$	$1{,}1.10^5$	7.10^3
35	2.10^6	1.10^6	$1{,}5.10^2$	2.10^1	$4{,}5.10^3$	$2{,}5.10^4$	$4{,}5.10^5$	$1{,}1.10^6$	$4{,}5.10^6$	$2{,}5.10^5$	2.10^4
P. 100 de survivants après 35 j	50	50	0,7	0,4	18	100	400	1 000	1 800	5 500	200

+ urines), selon le type de micro-organismes dénombrés. De la même manière, cette différence s'atténue au cours du stockage, et la survie des germes est, comme en 1971, moins bonne dans le lisier complet que dans le mélange. On observe dans ce dernier une croissance importante des germes uréolytiques, ammonifiants, et sulfato-réducteurs après 35 jours. Enfin, on retrouve à nouveau une diminution importante des germes d'origine fécale.

IV. — DISCUSSION

La première remarque concerne la faible concentration des effluents étudiés puisque la DCO du lisier complet était au départ de 21 000 mg/litre en 1971 et 6 900 mg/litre en 1972, alors que les valeurs citées habituellement sont souvent supérieures à 50 000 mg/litre (BALLAY et CATROUX, 1974). Ceci est probablement dû à l'utilisation d'une assez grande quantité d'eau de lavage pour l'entretien de la porcherie.

La deuxième remarque concerne les difficultés d'échantillonnage et d'analyse, les résultats obtenus pour les analyses physico-chimiques tant en 1971 qu'en 1972 montrent des variations brutales qui ne peuvent s'expliquer que par des erreurs à l'échantillonnage des effluents, aussi bien au moment du prélèvement dans les cuves que pour l'analyse elle-même.

Ces variations difficilement explicables ont été observées lors de l'analyse de la valeur fertilisante des effluents, notamment pour le calcium, le magnésium et le phosphore. La formation possible de phosphate ammoniaco-magnésien ayant tendance à se déposer a été montrée par SMITH *et al.* (1971) ; elle pourrait expliquer certaines de ces variations, compte tenu des difficultés de prélèvement d'un échantillon représentatif, même après agitation, dans une cuve de un mètre cube.

Malgré ces réserves, on peut conclure que la charge polluante a tendance à diminuer dans des proportions importantes pendant un stockage anaérobie. Cette diminution a été, pour la DCO du lisier complet, de 77 p. 100 pour huit semaines de stockage en 1971 et de 35 p. 100 pour six semaines en 1972. Parallèlement, la DCO du mélange (eaux de lavage + urines) a diminué respectivement de 43 p. 100 et de 51 p. 100 pour les mêmes durées de stockage. Cette « épuration » s'explique assez bien lorsque l'on fait le parallèle entre le stockage anaérobie du lisier et le fonctionnement d'une fosse septique. Par ailleurs, la température moyenne de stockage a été de 19 à 20°C en 1971 et de 17 à 19°C en 1972, et il est certain qu'à de telles températures, les processus de dégradation anaérobie ont déjà une importance non négligeable. De fait, pour le lisier complet, en 1971, la diminution de DCO de 77 p. 100 en huit semaines peut se caractériser par une épuration de 16 kg de DCO/m³ au total, soit une charge épurée de 285 g de DCO/m³/jour, ce qui est très modeste comparé aux charges atteintes en digestion à 35° qui sont de l'ordre de 3 kg de DCO/m³/jour (HOBSON et SHAW, 1972).

Sur le plan microbiologique, on note une tendance à la diminution de l'ensemble des germes présents dans les deux types d'effluents, cette diminution étant généralement plus importante dans le lisier complet que dans le mélange (eaux de lavage + urines). Deux aspects particuliers sont à considérer :

— sur le plan de l'hygiène, on observe une forte diminution du nombre des germes d'origine fécale tels que Entérobactéries, *Escherichia coli* et streptocoques fécaux. Ceci est important puisque c'est parmi eux que l'on pourra rencontrer des germes pathogènes pour l'homme, et que l'on est en droit de s'inquiéter des risques présentés par l'épandage de tels effluents (Evans et Owens, 1972). Il semble donc que ces risques puissent être diminués par un stockage anaérobie prolongé ;

— il faut noter que l'on n'a jamais retrouvé de *Salmonella* dans les divers échantillons, même pour des prélèvements de 100 ml ;

— sur le plan des germes responsables de la production d'odeurs, il semble que la diminution soit moins marquée. Parfois il y a même une croissance importante de ces germes. C'est le cas des germes sulfato-réducteurs et des germes produisant de l'hydrogène sulfuré. Or il a été démontré pour les lisiers de volaille qu'il y avait apparemment une corrélation entre l'augmentation des odeurs émises et l'augmentation du nombre des germes sulfato-réducteurs (Burnett et Dondero, 1969).

On peut se demander si, à côté des nombreuses tentatives faites pour désodoriser les lisiers, il ne serait pas souhaitable d'empêcher le développement des germes « générateurs d'odeurs ».

Dans un premier temps, l'étude détaillée d'un nombre limité de groupements tels que germes indologènes, germes sulfato-réducteurs et germes produisant de l'hydrogène sulfuré, serait probablement un bon modèle qui permettrait de mieux définir des conditions de « stockage sans odeurs », anaérobie ou non, avec addition de produits chimiques désodorisants ou inhibant la croissance microbienne.

V. — CONCLUSION

Deux expérimentations préliminaires de l'étude du stockage anaérobie du lisier complet et du mélange (eaux de lavage et urines) ont mis en évidence plusieurs points importants :

— d'une part, les difficultés d'échantillonnage et d'analyses physico-chimiques de ces effluents ;

— d'autre part, la diminution non négligeable de la charge polluante pendant un stokage anaérobie en période chaude.

Enfin, l'évolution de la microflore des deux effluents a mis en évidence une diminution importante du nombre des Entérobactéries, des *Escherichia coli* et des streptocoques fécaux ainsi que la survie, voire la croissance des germes « générateurs d'odeurs » comme les germes sulfato-réducteurs.

Reçu pour publication en janvier 1974.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier MM. Salmon-Legagneur, Rettagliati et Sannier de la Station de recherches sur l'Élevage des porcs du C. N. R. Z. (Jouy en Josas) qui ont bien voulu se charger de la mise en place et de la surveillance du dispositif de stockage.

SUMMARY

RESEARCH IN THE PHYSICO-CHEMICAL AND MICROBIOLOGICAL EVOLUTION OF LIQUID PIG MANURE DURING ANAEROBIC STORAGE

A preliminary study of the evolution of liquid pig manure during anaerobic storage was carried out on a volume of one cubic metre. Two effluents were studied : entire liquid manure and a mixture comprising urine and process-water from a building equipped with apparatus for the recovery of solid excretia. Although the difficulties of sampling and analysis require caution, it was observed that during anaerobic storage in summer there is a considerable reduction in DCO and the nitrogen concentration. Furthermore, a decrease in the number of germs present in both effluents, particularly net for fæcal Enrerobacteria, *Escherichia coli* and Streptococci is observed. On the other hand, the reduction of odour-generating germs is less marked when there is no growth as is the case for sulphate-reducing germs and germs producing hydrogen sulphide.

ZUSAMMENFASSUNG

UNTERSUCHUNG DER PHYSIKALISCH-CHEMISCHEN UND MIKROBIOLOGISCHEN ENTWICKLUNG DES SCHWEINEMISTS WÄHREND DER ANAEROBEN LAGERUNG

Eine erste Untersuchung der Entwicklung von Schweinemist bei anaerober Lagerung wurde bei einem Volumen von 1 m^3 durchgeführt. Zwei Abwässer wurden untersucht : ein kompletter Mist und ein Gemisch aus Harn und Waschwasser, aus einem Gebäude mit Rekuperationsanlage für feste Exkremente stammend. Obwohl die Schwierigkeiten bei der Probenauswahl und Analyse zur Zurückhaltung mahnen, konnte bei sommerlicher anaerober Lagerung eine nicht vernachlässigbare Abnahme der DCO und der Stickstoffkonzentration beobachtet werden. Ausserdem wurde eine Abnahme der Gesamtheit der in den beiden Abwässern vorhandenen Keime beobachtet werden, insbesondere der Enterobakterien, der Escherichia coli und der faekalen Streptokokken. Dahingegen ist die Abnahme der geruchsbildenden Keime weniger ausgeprägt, wenn kein Wachstum möglich ist, wie das bei schwefelreduzierenden Keimen und bei H_2S erzeugenden Keimen der Fall ist.

РЕЗЮМЕ

Изучение физико-химической и микробиологической эволюции навозной жижи свинарен при ее анаэробном хранении.

Ж. РИВЬЕР, Ж. К. СЮБТИЛЬ, Г. КАТРУ.

Было проведено предварительное изучение эволюции об'ема в 1 кубометр свинэого навоза, во время его анаэробного хранения. Изучалось два рода стоков : навозная жижа и смесь мочи и мытьевой воды из свинарни снабженной диспозитивом для рекуперации твердых испражнений. Несмотря на то что трудности приготовления проб и их анализа заставляют

сохранять некоторые оговорки, можно сказать что при летнем анаэробном хранении наблюдалось некоторое серьезное уменьшение химического потребления кислорода и концентрации азота. Кроме того, наблюдалось уменьшение общего количества находящихся в обоих стоках микроорганизмов, особенно энтеробактерий, кишечных палочек и стрептококков. Уменьшение количеств микроорганизмов порождающих запахи, напротив менее чувствительно, особенно при отсутствии роста, как это и наблюдается для сернокислых восстановителей или для продуцентов сероводорода.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AFNOR, 1969. Détermination de la Demande Chimique en Oxygène (DCO). Norme T 90-101, novembre 1969.

BALLAY D., CATROUX G., 1974. Possibilités de limitation des nuisances et des pollutions dues aux élevages porcins. *Ann. agron.*, **25** (2-3), 351-381.

BURNETT W. E., DONDERO N. C., 1969. Microbiological and chemical changes in poultry manure associated with decomposition and odour generation. *Cornell Univ. Conf. agr. Waste Mgmt.*, 271-191.

BUTTIAUX R., MUCHEMBE G., LEURS T., 1953. La colimétrie de l'eau sur membranes filtrantes. *Ann. Inst. Pasteur*, **84**, 1010-25.

BUTTIAUX R., BEERENS H., TACQUET A., 1969. *Manuel de Techniques Bactériologiques*. Ed. Médicales Flammarion, Paris.

CATROUX G., MORFAUX J. N., 1971. Une nouvelle technique de détermination de la demande biochimique en oxygène des eaux résiduaires. *Ind. Alim. Agr.*, **88**, 1699-1704.

CHAPMAN G. H., 1951. A culture medium for detecting and confirming *Escherichia coli* in ten hours. *Am. J. Pub. Hlth.*, **41**, 1381.

EVANS M. R., OWENS J. D., 1972. Factors affecting the concentration of faecal bacteria in land-drainage water. *J. Gen. Microbiol.*, **71**, 477-485.

GATELLIER C., 1962. Importance du rôle des bactéries dans la corrosion du matériel. *Bulletin A. F. T. P.*, 152.

HAJNA A. A., PERRY C. A., 1943. Comparative study of presumptive and confirmating media for bacteria of the coliform group and for fecal streptococci. *Am. J. Pub. Hlth.*, **33**, 550-6.

HOBSON P. N., SHAW B. G., 1972. The anaerobic digestion of waste from an intensive pig unit. *Water Res.*, **7**, 437-449.

JERIS J. S., 1967. A rapid COD test. *Water Wastes Eng.*, **4**, 89-91.

LITSKY W., MALMANN W. L., FIFIELD C. W., 1953. A new medium for the detection of enterococci in water. *Am. J. Publ. Hlth.*, **43**, 873-9.

MOSSEL D. A. A., 1959. Enumeration of sulphite-reducing clostridia occuring in foods. *J. Sci. Food Agric.*, **10**, 662.

MOSSEL D. A. A., BECHET J., LAMBION R., 1962. *La prévention des infections et des toxi-infections alimentaires*. C. E. P. A. I., éd. Bruxelles.

POCHON J., TARDIEUX P., 1962. *Techniques d'analyse en Microbiologie du sol*. Ed. La Tourelle, St-Mandé.

SHKONDE E. I., KOROLEVA I., 1964. Determination of ammonium nitrogen in soil extracts using an indophenol dye. *Soviet Soil Sci.*, 609-613.

SMITH R. J., HAZEN T. E., MINER J. R., 1971. In *Livestock waste Management and Pollution abatement*, 149-153. American Society of Agricultural Enginers. St-Joseph, Michigan.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 403-423.

L'ÉPANDAGE DU LISIER DE PORCHERIE. SES CONSÉQUENCES AGRONOMIQUES

M. COPPENET

Station d'Agronomie, I. N. R. A.,
29000 Quimper

RÉSUMÉ

La composition minérale des déjections de porcs est examinée à partir de résultats analytiques, puis à partir du calcul du bilan alimentaire : Éléments contenus dans les aliments — Éléments retenus par les animaux = Éléments passant dans les déjections. Ce calcul a été fait aussi pour les oligoéléments qui sont ajoutés dans les compléments minéraux, à savoir : Cu, Zn, Mn, Fe, Co, I.

Le bilan des éléments fertilisants (N, P, K, Ca, Mg) au niveau des exploitations est calculé dans le cas d'utilisation du grain de maïs de l'exploitation, complémenté grâce aux protéines et minéraux du commerce, ainsi que dans le cas des élevages hors-sol. Ce bilan est déjà positif pour N-P-K dans le premier cas.

Les limites à l'emploi des lisiers sur les sols de culture sont recherchées, notamment en fonction des quantités d'azote susceptibles d'être absorbées par les récoltes. En cas d'excès dans certaines zones de la couche arable, selon le mode d'enfouissement, des problèmes de salinité peuvent apparaître si l'on épand par exemple, pour un assolement continu de maïs, 100 m³/ha/an de lisier non dilué à 5 p. 1 000 d'azote total. Une culture de graminée fourragère peut, par contre, utiliser jusqu'à 350 kg d'azote par hectare. La possibilité du passage de nitrates en quantité excessive dans les eaux de drainage est évoquée à partir des résultats observés en lysimètres à Quimper.

L'emploi de compléments minéraux très riches en cuivre et en zinc (5 p. 1 000 de chacun de ces métaux) peut amener avant un siècle des toxicités irréversibles dans le cas où la dose annuelle de lisier de porc serait voisine de 100 m³/ha.

Dans les conditions de la Bretagne, il apparaît que les dangers consécutifs à l'épandage de lisier de porc risquent de se manifester pour des doses supérieures à 50 m³/ha/an ; c'est-à-dire chez les éleveurs possédant plus de 30 porcs par hectare de surface agricole utile.

INTRODUCTION

L'accroissement de la taille des élevages de porcs et le développement des élevages hors-sol font que le problème des déjections se pose avec de plus en plus d'acuité. Pour des raisons de main-d'œuvre, le système classique des animaux sur paille disparait pour être remplacé par les porcheries sur caillebotis, les déjections solides et liquides étant recueillies dans une fosse en vue de leur épandage ultérieur sur les terres

de l'exploitation. L'insuffisance des surfaces appartenant à l'éleveur, le problème des odeurs, ont fait rechercher des moyens de désodorisation puis de destruction des lisiers, mais nous ne nous préoccupons ici que de la recherche des limites à l'épandage sur les sols cultivés. C'est naturellement cette dernière solution qui est encore utilisée aujourd'hui par tous les éleveurs ; elle est acceptable dans la mesure où la superficie susceptible de recevoir le lisier est suffisante, mais elle ne résoud pas la question des odeurs, insupportables pour les travailleurs eux-mêmes et pour le voisinage les jours de l'épandage par aspersion à partir d'un réservoir distributeur remorqué par tracteur. L'incorporation directe à 10 ou 15 cm de profondeur dans les sols, grâce à des coutres spécialement étudiés, pourra, semble-t-il, rendre des services. Nous laisserons aussi de côté le problème de la transmission des germes pathogènes, qui n'est pas de notre compétence.

Après avoir précisé la teneur des déjections en éléments fertilisants, nous examinerons les limites agronomiques à l'épandage sur les sols, puis les limites imposées par le respect de l'environnement.

I. — TENEURS DES LISIERS EN ÉLÉMENTS FERTILISANTS

Les déjections solides sont constituées des fractions non digérées des aliments auxquelles viennent s'ajouter des constituants d'origine interne. Ces constituants d'origine interne sont des sucs digestifs, des cellules épithéliales, des microorganismes et les produits de leur activité. Les fractions non digérées de la ration sont les tissus lignifiés (sclérenchymes et vaisseaux), les épidermes incrustés de cutine si l'animal consomme des graminées, des fragments de parenchyme dans la mesure où il consomme des plantes jeunes et feuillues. Du point de vue chimique, les déjections solides ne contiennent pas de glucides solubles mais de la lignine, de la cellulose vraie, de la lignocellulose et des hémicelluloses (JARRIGE, 1965). On trouvera aussi quelques acides aminés et des polypeptides non digérés.

Les urines apportent, essentiellement, de l'urée et des sels de potassium et de sodium.

Du point de vue des éléments fertilisants contenus dans les fèces et dans les urines de porcs, nous avons examiné la bibliographie en notre possession et donné les fourchettes suivantes dans la revue mensuelle de l'Établissement Départemental de l'Élevage du Finistère « A la pointe de l'élevage » (COPPENET, 1970).

	MS (‰)	N total (‰)	P_2O_5 (‰)	K_2O (‰)
Urine de porc	22-40	3-5	traces à 1	4-5
Fèces de porc	180-280	5-7	4-6	3-5

Les principales références consultées proviennent des ouvrages suivants : *Larousse agricole* (1921), BOUSSINGAULT et STOECKHARDT (1933), ALDRICH et LENG (1966), FRISON et SMITH (1968). Les récentes études poursuivies par SALMON-LEGAGNEUR *et al.* (1973) au C. N. R. Z. de Jouy en Josas donnent des teneurs en azote

des urines et fèces nettement supérieures puisqu'elles atteignent 10 p. 1 000 pour les porcs à l'engrais de 50 à 80 kg.

Le mélange des déjections solides et liquides aura une composition intermédiaire entre les deux constituants dans la mesure où il n'y a pas de dilution. Dans l'étude précitée, les déjections totales sont constituées pour 75 p. 100 par l'urine, dans le cas des porcs de 50 et 80 kg et pour 90 p. 100 par l'urine, dans le cas des truies gestantes de 200 kg. D'autres auteurs ont donné les proportions d'environ 70 p. 100 pour l'urine et 30 p. 100 pour les fèces.

En ce qui concerne les teneurs en éléments fertilisants N, P, K, Ca et Mg, nous avons consulté les résultats analytiques de nos collègues des Stations d'Agronomie I. N. R. A. de : Amiens, Arras, Châlons-sur-Marne, Laon et pris connaissance du rapport publié par le C. T. G. R. E. F., Centre de Rennes (1973).

Un certain nombre d'analyses ayant été faites à la Station d'Agronomie de Quimper, nous proposons, pour le lisier non dilué des porcheries d'engraissement sur caillebotis intégral, les fourchettes de teneurs ci-dessous, sachant qu'il s'agit d'une nourriture à base de farines et de tourteau de soja avec 3 litres d'eau par kilogramme d'aliment (E. D. E. du Finistère).

Composition des lisiers de porcherie non dilués

	MS	N total	P_2O_5	K_2O	CaO	MgO
P. 1 000 poids ou volume	90-100	4-6,5	3-5	3-4	3-3,5	0,8-1

Tous ceux qui ont examiné des résultats analytiques relatifs au lisier sont frappés par la très grande variabilité des chiffres fournis par les laboratoires. Cette variabilité se manifeste d'abord sur la matière sèche, comme conséquence de la dilution involontaire plus ou moins importante provoquée par les défectuosités des systèmes d'alimentation en eau de boisson. Nous pensons également qu'il est extrêmement difficile, d'une part de prélever un échantillon de quelques litres représentatif de la fosse à analyser, même après les brassages mécaniques et, d'autre part d'obtenir au laboratoire une prise d'essai valable en raison des matières en suspension mal homogénéisées.

Devant ces difficultés, et considérant qu'il faut plusieurs dizaines d'analyses se rapportant à une porcherie de même type pour être en possession d'une moyenne valable, nous avons pensé qu'il était préférable d'essayer de fixer la composition chimique des lisiers de porcherie par le calcul du bilan alimentaire. Nous pouvons connaître avec précision la composition des aliments, avec une assez bonne précision le volume du lisier produit et avec une approximation relative la composition du corps des porcs charcutiers vendus.

Déduction de la composition des déjections par le calcul du bilan alimentaire

Nos calculs portent sur la porcherie d'engraissement de porcelets pris à 30 kg et amenés à 100 kg pour la vente. La nourriture est constituée de 70 p. 100 de farine de maïs, 27 p. 100 de tourteau de soja et 3 p. 100 de complément minéral (CM). Les

résultats seraient pratiquement identiques pour un régime constitué de 50 p. 100 de farine de maïs, 22 p. 100 de farine d'orge, 25 p. 100 de tourteau de soja et 3 p. 100 de complément minéral. Ces deux régimes sont très souvent utilisés dans le Finistère, conformément aux données fournies par l'Établissement Départemental de l'Élevage.

L'unité de production choisie est la quantité de porcs charcutiers de 100 kg qu'il est possible de produire en une année avec le grain récolté sur un hectare de maïs, soit 60 quintaux transformés capables d'engraisser 35 porcelets. Les compositions chimiques des aliments sont celles des grains de maïs récoltés en Finistère et celles de divers échantillons de tourteau de soja importés des États-Unis. Pour la composition du corps des animaux, nous avons utilisé le tableau de FLORKIN (1943), cité par RICHET (1972) dans l'Étude n° 51 du Service d'Expérimentation et d'Information de l'I. N. R. A., en tenant compte des précisions données par BRESSOU (1949) à propos de la différence entre le jeune bovin (16 p. 1 000 P_2O_5) et le porc gras (9 p. 1 000 P_2O_5).

1. *Éléments majeurs.*

TABLEAU I

Déduction de la composition en éléments majeurs des déjections par le calcul du bilan alimentaire

A. *Éléments fertilisants contenus dans les aliments nécessaires à la production de 35 porcs charcutiers*

— 23 quintaux de tourteau de soja à 41,5 p. 100 de matières azotées totales (MAT),
— 2,57 quintaux de CM à 10 p. 100 de P et 20 p. 100 de Ca,
— 60 quintaux de grains de maïs.

	En kg				
	N	P_2O_5	K_2O	CaO	MgO
Tourteau de soja .	153	36	63	12	11,5
CM	0	59	0	76	7,5
Maïs	96	48	27	2	15
Total	249	143	90	90	34

B. *Vente des animaux*
(2 500 kg de poids vif produit)

	60	24	12	50	2

A-B = *Éléments contenus dans les déjections*

	189	119	78	40	32

Si le volume de lisier produit est de 28 m³, soit 0,8 m³ par porc, la concentration est :

P. 1 000	*6,75*	*4,25*	*2,8*	*1,43*	*1,14*

En ce qui concerne les trois éléments principaux, le calcul amène donc (tabl. 1) à la composition théorique ci-dessous pour le lisier de porc non dilué :

	N	P_2O_5	K_2O
	6,75 ‰	4,25 ‰	2,8 ‰
soit un équilibre	2,4	1,5	1,0

Les résultats analytiques amènent plutôt à la composition :

	5,5 ‰	4 ‰	3 ‰
soit un équilibre	1,7	1,3	1,0

Dans le calcul, il n'est pas tenu compte des pertes d'azote par volatilisation d'ammoniac, qui se produisent entre l'émission des déjections et le moment où la fosse est vidée pour l'épandage sur les sols. Ceci explique sans doute en partie la différence observée entre le résultat du calcul (6,75 p. 1 000) et les résultats analytiques (4 à 6,5 p. 1 000). MUNTZ et GIRARD (1888) ont étudié, dans des conditions très différentes (animaux sur paille), les pertes d'azote qui se produisent depuis le moment où les déjections sont émises jusqu'à celui où le fumier est mis en tas. Avec les bovins et les chevaux, leurs expériences ont révélé des pertes d'environ le tiers de l'azote consommé, tandis qu'avec les moutons, ces pertes sont d'environ la moitié. Dans le cas des porcheries sur caillebotis, le facteur le plus important sera celui du renouvellement de l'atmosphère au-dessus de la masse de lisier. Les teneurs en P_2O_5 et K_2O déduites du calcul semblent cerner d'assez près la vérité, mais, pour Ca et Mg, nous ne savons pas si la composition du corps des animaux est connue avec assez de précision. Il y a lieu de remarquer que, contrairement au lisier de bovin, la teneur en P_2O_5 du lisier de porc est légèrement supérieure à la teneur en K_2O.

Le calcul concernant le taurillon élevé au maïs-ensilage complémenté aussi par le tourteau de soja donne pour composition du lisier non dilué :

	N	P_2O_5	K_2O
	6 ‰	2,75 ‰	4,7 ‰
soit un équilibre	2,2	1	1,7

Les résultats des analyses amenant plutôt à la composition :

	5 ‰	1,75 ‰	5,5 ‰
soit un équilibre	2,85	1	3,1

Les différences observées sur les teneurs en azote total peuvent s'expliquer, là aussi, par les pertes d'azote ammoniacal, mais nous pensons que les teneurs réelles en P_2O_5 doivent se rapprocher des teneurs du calcul théorique.

2. *Oligoéléments.*

A ce jour, nous n'avons pas suffisamment de résultats analytiques concernant les oligoéléments et nous en trouvons peu dans la bibliographie ; c'est pourquoi nous avons effectué le calcul sur les mêmes principes que ci-dessus. Les compléments minéraux, nécessaires au taux de 3 p. 100 des rations à base de grains de maïs ou d'autres céréales, contiennent habituellement : zinc 5 p. 1 000, cuivre 0,8 p. 1 000, fer 2 p. 1 000, manganèse 1 p. 1 000, cobalt 0,020 p. 1 000 et iode 0,019 p. 1 000 (1). Des expériences britanniques (BRAUDE, 1967) ayant montré l'intérêt de l'incorporation de plus fortes doses de cuivre dans les rations, certains compléments minéraux utilisés aujourd'hui en Bretagne contiennent 5 p. 1 000 de cuivre. Cette quantité porte la ration des porcs à 150 p.p.m. de Cu, mais les essais précités ont montré que la teneur des rations de porcs à l'engrais pouvait avantageusement atteindre 250 p.p.m. (2). Dans les calculs ci-dessous (tabl. 2), nous envisagerons le cas du CM à 0,8 p. 1 000 de Cu et celui du CM à 5 p. 1 000 de Cu.

TABLEAU 2

Déduction de la composition en oligoéléments des déjections par le calcul du bilan alimentaire
(composition exprimée en g)

	Cuivre		Zinc	Fer	Mangan.	Cobalt	Iode
	CM à 0,8 ‰ Cu	CM à 5‰ Cu					
Aliments							
Tourteau de soja (23 q)..	46	46	138	275	92	0,35	(1)
CM 10-20 (2,57 q)	200	1 280	1 280	514	257	5,15	4,85
Grains de maïs (60 q) ...	14	14	150	180	51	0,10	(1)
Total	260	1 340	1 568	969	400	5,60	4,85
Animaux (2 500 kg de poids vif produit)	10	10	50	125	1,25	0,25	0,75
Lisier (28 m³)							
Total	250	1 330	1 520	840	400	5,35	4,1
Concentration (‰).....	0,009	0,047	0,054	0,030	0,014	0,000 2	0,000 15

(1) Nous ne possédons pas de résultats de dosage de l'iode dans les aliments.

(1) Sodium : Un complément minéral à 5 p. 100 de Na correspond à 12,5 kg de Na par hectare. Le corps des animaux (2 500 kg) en contiendrait 7,5 kg et le danger de dégradation de la structure n'intervient qu'à partir d'environ 1 800 kg de sodium par hectare.

(2) Selon BOWLAND *et al.* (1961), le porc nourri avec un régime contenant 250 p.p.m. Cu (maximum possible) absorbe environ 5 p. 100 du cuivre ingéré.

Ces calculs nous conduisent donc à une concentration théorique en cuivre de 47 p.p.m. pour un lisier non dilué provenant de porcs nourris avec un régime à 150 p.p.m. Cu. Pour un régime à 250 ppm Cu (maximum possible), la concentration théorique passerait à 78 p.p.m.. TAÏGANIDES (1966) donne 15,5 p.p.m., mais il s'agit probablement d'animaux nourris sans supplémentation élevée de cuivre. ROBINSON, SAXON et BAXTER (1971) donnent 82,3 à 1 421 p.p.m. Cu pour la matière sèche des fèces de porcs, le dernier chiffre correspondant à des aliments contenant 328 p.p.m. Cu. On obtiendrait alors 8,2 à 142 p.p.m. pour des lisiers estimés à 10 p. 100 de matière sèche.

BERRYMAN (1970) indique une teneur de 675 p.p.m. Cu par rapport à la matière sèche de lisiers de porcs supplémentés en cuivre, c'est-à-dire 67,5 p.p.m. pour un lisier à 10 p. 100 de matière sèche. Enfin, JESTIN (1973) donne 36 p.p.m. pour des lisiers de porcheries du département des Côtes-du-Nord qui n'ont probablement pas été supplémentées en cuivre.

Les calculs conduisent à une concentration théorique de 54 p.p.m. en zinc, alors que TAÏGANIDES (1966) donne 59,9 p.p.m.. ROBINSON, SAXON et BAXTER (1971) donnent des teneurs en zinc qui correspondraient à 150 ou 182 p.p.m. de lisier, soit des valeurs très élevées, tandis que JESTIN (1973) trouve 28 p.p.m. Zn.

II. — LE BILAN DES ÉLÉMENTS FERTILISANTS AU NIVEAU DES EXPLOITATIONS D'ÉLEVAGE

Quelle que soit la concentration des lisiers, nous pouvons prévoir, connaissant la composition des aliments achetés à l'extérieur de l'exploitation, les quantités d'éléments qui viendront s'ajouter, dans les déjections, à ceux des récoltes et qui iront au sol. Les éléments contenus dans les tiges et les feuilles de maïs font immédiatement retour, par enfouissement, alors que ceux des grains font retour, indirectement et partiellement, après passage par le tube digestif des animaux. Pour simplifier le bilan, nous pouvons considérer que les éléments fertilisants contenus dans les grains retournent intégralement au sol, puisqu'il suffit de déduire les pertes sur les aliments achetés au commerce :

GAINS : Achats extérieurs d'aliments (tourteau de soja + CM),
— PERTES : Vente des animaux + Pertes par drainage et volatilisation

= GAIN NET POUR L'EXPLOITATION

Voici le calcul effectué (tabl. 3) pour une exploitation d'engraissement de porcs qui travaille comme dans les exemples précités, c'est-à-dire qui utilise le grain d'un hectare de maïs (60 q) pour produire 35 porcs charcutiers de 100 kg (porcelets amenés de 30 à 100 kg) en achetant les protéines et les minéraux indispensables. Les pertes par drainage sont basées sur les observations lysimétriques de Quimper faites entre 1954 et 1965, période où la moyenne annuelle de la pluviométrie a été de 1 089 mm (COPPENET, 1969).

Pour l'azote, nous n'avons pas tenu compte des pertes par volatilisation d'ammoniac au cours du stockage et de l'épandage du lisier, aussi il se pourrait que le bilan soit nul ou négatif pour cet élément, même si l'on considère que les pertes par drainage sont exagérées dans les lysimètres (TENDILLE et BARBIER, 1956). En ce qui

concerne P_2O_5, le bilan de la parcelle considérée est certainement excédentaire d'environ 70 unités ; en ce qui concerne K_2O, d'environ 30 unités. Les pertes de CaO occasionnées par le drainage et par la vente des animaux étant très élevées, le complément minéral ne pourra compenser qu'une petite partie de ces pertes. Pour MgO, le complément minéral et le soja équilibrent sensiblement les pertes dues au drainage.

TABLEAU 3

Bilan des éléments fertilisants au niveau d'une exploitation d'élevage de porcs produisant 35 porcs charcutiers par hectare

	En kg/ha				
	N	P_2O_5	K_2O	CaO	MgO
Gains					
Tourteau de soja (23 q)	153	36	63	12	11,5
CM 10-20 (2,57 q)		59		76	7.5
Total	153	95	63	88	19
Pertes					
Vente des porcs (2,5 t).....	60	24	12	50	2
Pertes par drainage	50	1	20	300	25
Total	110	25	32	350	27
Gain net par ha	+ *43* ?	+ *70*	+ *31*	— *262*	— *8*

Pour une exploitation produisant du taurillon de 15-16 mois à partir de veaux de 8 jours consommant l'ensilage de 1 ha de maïs (11 tonnes de MS) avec pour complément le tourteau de soja et un CM 10-15, le même calcul donne le résultat ci-dessous, déjà publié (COPPENET, 1972) :

	N	P_2O_5	K_2O	CaO	MgO
Gain net par ha (en kg)	+ *40* ?	+ *50*	+ *17*	— *300*	*0*

Le bilan des éléments fertilisants est donc, là aussi, sensiblement le même que dans le cas du porc.

Les éleveurs bretons utilisent leur propre récolte pour fabriquer eux-mêmes une partie de leurs aliments, mais ils sont amenés, le plus souvent, à acheter les aliments nécessités par un nombre plus important d'animaux supplémentaires (élevage hors-sol). Le tableau ci-dessous (tabl. 4) donne quelques points de repères sur les quantités de lisier produites par hectare de sol susceptible d'en recevoir l'épandage (Surface Agricole Utile, SAU), avec les quantités d'éléments fertilisants NPK qui sont à inscrire en gain en supposant un assolement maïs-maïs.

TABLEAU 4

Bilan N-P-K d'exploitations d'élevage de porcs cultivant uniquement du maïs

Porcs logés par ha de S. A. U.	Porcs produits par an	Volume de lisier en m³/an	Gains en kg/ha/an		
			N	P_2O_5	K_2O
14	35	28	0 ?	70	30
28	70	56	150	180	115
40	100	80	285	270	180
50	125	100	395	350	245

Il convient de remarquer que si les 50 porcs logés par hectare sont entièrement nourris « hors-sol », les apports annuels des 100 m³ de lisier produits seraient de :

N = 550 kg, P_2O_5 = 400 kg, K_2O = 300 kg, CaO = 140 kg, MgO = 100 kg,

soit des quantités considérables.

Pour chaque exploitation d'élevage, il y aura donc un bilan particulier suivant l'assolement et suivant les achats extérieurs d'aliments du bétail ; nous nous résumerons ainsi par trois cas simples :

1er cas : Exploitation d'élevage porcin utilisant sa propre récolte de grain de maïs complémentée par des achats de protéines et de minéraux pour produire 35 porcs par hectare. L'assolement comporte exclusivement du maïs-grain avec retour des lisiers à cette culture pour une quantité théorique de 28 m³/ha/an de lisier non dilué.

Le bilan azoté est sans doute légèrement déficitaire, alors que les bilans phosphatés et potassiques sont largement maintenus. Voir ligne 1 du tableau 4.

2e cas : Exploitation d'élevage porcin utilisant sa propre récolte de grain de maïs, mais achetant assez d'aliments à l'extérieur pour élever 50 porcs par hectare lui fournissant 100 m³ de lisier/ha/an (ligne 4 du tableau 4).

Dans ces conditions le bilan est, chaque année, excédentaire de :

400 N, 350 P_2O_5, 250 K_2O.

On peut donc prévoir un enrichissement important des terres en acide phosphorique et en potasse. En fait, dans le Finistère, les bonnes exploitations de polyculture-élevage, qui ont utilisé convenablement les engrais au cours des 10 ou 20 dernières années ont des couches arables contenant par kg 250 mg de P_2O_5 citrique, c'est-à-dire une teneur qu'il suffit de maintenir ; alors que dans les exploitations d'élevage hors-sol, nous trouvons, aujourd'hui, des teneurs atteignant 500 à 600 mg/kg. On peut prévoir aussi que les 400 unités d'azote en excès, chaque année, risquent de provoquer un excès de sels solubles au niveau des racines et une exagération de la teneur en nitrates des eaux d'infiltration (voir plus loin).

3e cas : Exploitations élevant des porcs en hors-sol et des bovins sur cultures de ray-grass.

Nous devons nous demander combien de lisier peut supporter un hectare de graminées fourragères et pour cela, regarder les quantités d'éléments fertilisants contenus dans les récoltes.

	N	P_2O_5	K_2O
60 q de grains maïs	100	50	30
12 t de MS de maïs plante entière	170	65	170
12 t de MS de ray-grass au stade pâture	350	150	500

Nous voyons ainsi que les graminées fourragères peuvent absorber des quantités très importantes d'azote et de potasse et, notamment, les apports représentés par environ 80 m³ de lisier de porc non dilué, surtout si ces apports sont fractionnés en 3 ou 4 fois dans l'année,

$$80 \text{ m}^3 \text{ lisier de porc} = 440 \text{ N}, \quad 320 \ P_2O_5, \quad 240 \ K_2O.$$

L'azote est encore en excès et surtout le phosphore, mais la potasse est insuffisante.

Certains éleveurs cultivent de la fétuque élevée en vue de sa déshydratation et la fertilisent uniquement avec 4 apports annuels de 25 ou 30 m³ de lisier plus ou moins dilué. Si l'on utilise un lisier de taurillon, nous avons pour 80 m³ :

$$80 \text{ m}^3 \text{ lisier bovin} = 400 \text{ N}, \quad 160 \ P_2O_5, \quad 440 \ K_2O.$$

Ces apports compensent, beaucoup mieux les besoins des graminées fourragères.

Au niveau 100 m³ de lisier de porc par ha et par an, il y a lieu de remarquer que, théoriquement, les pertes de CaO par drainage ne sont pas compensées (140 kg contre 300 kg), alors que les pertes de MgO le sont largement (100 kg contre 25 kg, conditions moyennes pour le Finistère).

III. — LES LIMITES A L'UTILISATION DES LISIERS SUR LES SOLS CULTIVÉS

Les doses maximales de lisier qu'il est possible d'épandre sur une terre de culture sont celles qui ne nuiront ni aux récoltes, ni au sol, ni à l'environnement.

A court terme, il faut craindre les excès d'azote susceptibles de provoquer la verse des céréales, la sensibilité aux cryptogames, les retards de maturité, la modification de la composition chimique des fourrages dans un sens défavorable à la santé des animaux. Mais il faut craindre aussi, à court et à moyen terme, les excès momentanés de sels solubles. Enfin, à long terme, les excrétats de porcs soumis à un régime fortement supplémenté en cuivre et en zinc risquent d'enrichir les sols en ces deux métaux jusqu'à un niveau phytotoxique et irréversible.

Voyons successivement chacun des éléments à considérer.

Destruction des matières organiques

La minéralisation de la matière organique au sein des sols va mettre à la disposition des racines des éléments sous forme soluble (NO_3, SO_4) mais, grâce à la présence de la fraction non digérée des aliments (lignine et ligno-cellulose dans le cas des bovins surtout), il y aura formation de composés humiques de néo-synthèse (humus stable). Si 100 m³ de lisier apportent 7 tonnes de matière organique sèche, leur destruction est possible en une année si l'on considère que 40 tonnes de fumier de ferme en apportent 8 tonnes et que, potentiellement, un hectare de sol peut métaboliser entre 20 et 800 kg de carbone par jour (GRAS *et al.*, 1972). Le rapport C/N de la matière organique des lisiers est voisin de 10 selon SCHMID (cité par FRISON et SMITH, 1968), alors qu'il est voisin de 20 dans les fumiers de ferme. Notre propos n'est pas d'envisager, ici, l'aspect « bilan humique » pour lequel nous manquons par trop d'éléments d'appréciation.

L'azote

L'épandage des lisiers trouve essentiellement sa limite dans la quantité d'azote épandu qui ne devrait pas dépasser les exportations des récoltes comme divers auteurs l'ont déjà souligné, dont BALLAY et CATROUX (1974). L'azote des lisiers de porcs est sous forme ammoniacale pour 60 à 70 p. 100 du total (moins de 50 p. 100 dans le lisier de bovins), le reste étant présent sous forme organique facilement nitrifiable après un certain temps d'enfouissement. Si l'on raisonne sur une période de plusieurs années, comme nous l'avons fait jusqu'ici dans nos calculs de bilan, il faut considérer qu'un jour ou l'autre, tout l'azote sera transformé en nitrates (ou stocké sous forme organique), mais si l'on se préoccupe de l'effet immédiat sur une culture, nous devons considérer la fraction apportée directement sous forme ammoniacale, sachant que le reste ne sera minéralisé qu'au bout de quelques mois.

Voyons quelques exemples, en prenant toujours comme base, des lisiers non dilués apportant 5 unités d'azote/m³ :

Céréales de printemps.

20 m³/ha épandus quelques jours avant le semis constituent une dose maximale si nous nous référons à l'expérimentation au champ déjà effectuée dans les conditions du Finistère.

Maïs.

50 m³/ha apportés dans le mois qui précède le semis constituent une bonne fumure azotée (250 unités d'azote total dont 150 sous forme minérale). Si l'apport est fait en janvier ou février, l'efficacité de cet azote sera moins forte par suite de la dilution et de l'entraînement en profondeur.

Graminées fourragères.

C'est le cas d'un ray-grass d'Italie semé au printemps et pâturé cinq fois jusqu'à la fin de l'année, mais c'est le cas aussi d'une fétuque élevée exploitée plusieurs fois pour la déshydratation. Nous venons de voir au chapitre précédent que ces graminées peuvent recevoir, par exemple, 3 fois 25 m³ de ce lisier dans le courant d'une année.

Ces recommandations rejoignent celles qui ont été proposées par BARLOY (1973)

et montrent bien l'importance du type d'assolement, si l'on veut éviter à la fois les excès de salinité et les excès de concentration en azote nitrique des eaux d'infiltration.

Les sels solubles. Les nitrates

Au-delà d'un certain taux de sels solubles dans les solutions des sols, les effets phytotoxiques de la salinité apparaissent. Ce problème est d'ailleurs la hantise des serristes qui emploient de très fortes doses d'engrais solubles par unité de surface. Les ions les plus abondants présents dans les solutions du sol ou dans les lisiers sont les anions, NO_3^-, CO_3H^-, SO_4^{--}, Cl^-, les cations Ca^{++}, K^+, Mg^{++}, NH_4^+, aussi conçoit-on qu'au-delà d'une certaine dose de lisier, des concentrations toxiques puissent être atteintes. Les sols finistériens de grande culture laissent passer dans l'eau (extraction à l'eau pendant 30 minutes dans le rapport terre/eau = 1/5) environ 0,4 g de sels solubles totaux par kg de terre fine. A partir de 4 g par kg de terre, chiffre parfois atteint sous serre, il y a excès momentané de sels solubles et à 10 g par kg de terre, il y a phytotoxicité grave.

Si nous supposons que tout l'azote du lisier est présent sous forme nitrique, nous voyons que la dose de 600 m³/ha amène la couche arable (3 000 t/ha, 25 cm de profondeur) à 4 g NO_3 par kg de terre. En faisant l'hypothèse que l'anion NO_3 peut représenter environ le tiers des sels solubles totaux, nous remarquons que pour 4 g NO_3, il y a des risques sérieux de toxicité. Bien entendu, notre hypothèse suppose que tout l'azote soit nitrifié dans la couche arable sans pertes ni entraînement vers les couches profondes, mais il y a tout lieu de penser que l'ordre de grandeur 1 000 m³/ha de lisier de porc non dilué, épandu en une seule fois, occasionnera un excès de salinité. Mathers et Stewart (1971) signalent un effet dépressif considérable du rendement en grain d'un sorgho pour une dose hectare corespondant à 130 t de matière sèche, ou 4 000 kg d'azote total, soit environ 1 000 m³ de lisier. Ces auteurs donnent, pour une expérience de deux ans et pour d'autres doses, les teneurs en nitrates des sols correspondants ainsi que la conductivité des extraits saturés.

La dose de 100 m³/ha/an, qui semble bien être un maximum et qui est déjà appliquée aujourd'hui par un petit nombre d'éleveurs, fournit, nous l'avons vu plus haut, un excédent annuel de 400 unités d'azote dans le cas d'un assolement maïs-maïs. Cet excédent, transformé en nitrates, correspond à 0,58 g NO_3 par kg de terre s'il est réparti dans toute la masse de la couche arable, mais à 5,8 g NO_3 par kg de terre s'il est réparti seulement dans une épaisseur de 2,5 cm de sol, ce qui serait le cas pour un apport de couverture suivi seulement d'un hersage léger. Un excès de sels solubles peut donc intervenir, dans ces conditions, de même qu'il pourrait intervenir au voisinage du passage des coutres d'un appareil enfouisseur.

A l'avenir, il sera donc utile d'effectuer la détermination de la conductivité électrique des extraits aqueux lors de l'analyse de sols provenant d'élevages intensifs.

Des expériences devront, enfin, nous préciser dans quelle mesure un excès annuel de 400 N est éliminé par les eaux de drainage, ou s'il intervient des pertes par dénitrification pendant les périodes où le sol serait gorgé d'eau.

Heureusement, là où des accidents d'excès de sels solubles seront observés, les pluies abondantes d'un hiver breton aidées par une culture de ray-grass, implantée dès que la réussite du semis sera possible, permettront rapidement la dilution et l'entraînement des sels solubles indésirables.

Les autres éléments majeurs

La toxicité des sels de potassium ou de magnésium se confond avec celle des sels solubles en général et des nitrates, que nous venons de traiter. Les excès de phosphates sont insolubilisés par adsorption et rétrogradation. On pourrait craindre qu'ils ne favorisent l'apparition de carences zinciques, mais comme, justement, de fortes quantités de zinc se trouvent dans les lisiers de porc, cet effet d'insolubilisation du zinc sera le bienvenu, puisque, nous le verrons plus loin, il y a lieu de se méfier de ces excès.

A propos des sels de calcium, nous avons déjà souligné le fait que 100 m³ de lisier/ha/an ne suffisent pas à compenser les pertes occasionnées par le drainage, d'autant plus que ces pertes seront aggravées par les fortes quantités de sels ammoniacaux présents.

Les oligoéléments. Le cuivre et le zinc

Les sels de manganèse, de cuivre et de zinc enfouis dans les sols au-delà d'un certain taux peuvent les rendre impropres à la culture. En ce qui concerne le manganèse, nous avons montré (COPPENET, 1959) que, dans les sols de Bretagne occidentale riches en matière organique et de pH voisin de 6,0, on peut enfouir 3 000 kg/ha de Mn sous forme de sulfate sans accident. S'il n'y a donc pas de problème pour cet élément qui est toujours incorporé aux compléments minéraux, il n'en est pas de même du cuivre et du zinc. Après un vignoble ayant subi de nombreux traitements cupriques, il est bien connu que les cultures annuelles sont souvent gênées considérablement. Nous basant sur les publications de CHAPMAN (1966) et de JUSTE (1970), nous pensons qu'à partir de 600 kg/ha de chacun de ces deux métaux (200 mg/kg) enfouis sous forme de sels solubles, on peut observer des accidents sur les cultures les plus sensibles si la couche arable a un pH (H_2O) voisin de 6,0, ce qui est presque toujours le cas en Bretagne. Il s'agit de voir si le lisier de porc utilisé à forte dose peut à la longue rendre impropre à la culture, par le cuivre et le zinc qu'il contient, les terres sur lesquelles on l'épand. Nous avons vu les quantités de ces métaux contenues dans 28 m³ de lisier, nous allons à présent reprendre l'hypothèse d'un élevage qui aurait 100 m³/ha/an de lisier à épandre (tabl. 5).

Il apparaît ainsi qu'un élevage de porcs employant un régime alimentaire à 150 p.p.m. (CM à 5 p. 1 000 Cu) pourrait, en un peu plus d'un siècle, avoir des problèmes de toxicité cuprique. La durée serait même ramenée de 125 à 80 ans pour un élevage complémentant sa ration au maximum en la portant à 250 ppm Cu. D'autre part, nous avons considéré séparément les toxicités cupriques et zinciques alors qu'en réalité, elles vont s'ajouter, mais il est vrai que la toxicité de ces deux métaux pour les sols riches en matière organique est encore mal connue. Il est, de toute manière, indispensable d'être conscient de ces éventualités, même si les échéances sont de l'ordre du siècle.

Nous venons de voir la possibilité d'amener toute la masse de la couche arable à une teneur toxique en cuivre et en zinc pour les végétaux, mais il faut se poser aussi la question de l'enrichissement des herbes d'une pâture en place, recevant, en quelque sorte, une pulvérisation foliaire d'oligoéléments. Nos expériences ont montré (COPPENET, 1970) qu'une solution de sulfate de cuivre à 0,5 p. 1 000 pulvérisée le jour de la coupe d'un ray-grass provoquait un accroissement nul ou très faible de la teneur

de la récolte suivante faite au stade pâture. Un lisier non dilué, provenant d'un élevage supplémenté au maximum en cuivre, contient théoriquement 0,078 p. 1 000 Cu, soit l'équivalent de 0,312 p. 1 000 de sulfate de cuivre. Un tel lisier provoquerait, par sa concentration saline, des brûlures sérieuses aux plantes prairiales, surtout en période estivale, mais n'enrichirait pas en cuivre leur matière sèche. BATEY, BERRYMAN et LINE (1972), dans une expérience de ce type, trouvent que la teneur des herbes passe de 9 à 21 p.p.m. Cu, mais signalent qu'il s'agit de contaminations externes et craignent des intoxications pour les ovins qui les consommeraient.

TABLEAU 5

Prévision des intoxications cupriques et zinciques des sols en fonction du Complément Minéral (CM) *utilisé*

	Quantité contenue dans 100 m³ de lisier	Nbre d'années pour atteindre 600 kg/ha
Élevage de taurillons		
CM à 0,75 p. 1 000 Cu	0,6 kg Cu	1 000
CM à 3,5 p. 1 000 Zn	2,67 kg Zn	220
Élevage de porcs à supplémentation cuprique normale		
CM à 0,8 p. 1 000 Cu	0,9 kg Cu	670
CM à 5,0 p. 1 000 Zn	5,4 kg Zn	110
Élevage de porcs à forte supplémentation cuprique		
CM à 5,0 p. 1 000 Cu	4,7 kg Cu	125
CM à 5,0 p. 1 000 Zn	5,4 kg Zn	110

La concentration des eaux de drainage en nitrates

Ce sont les nitrates qui risquent le plus de dépasser les normes admises pour les eaux de consommation. Voici, par exemple, les concentrations en nitrates, sulfates, chlorures et magnésie des eaux de drainage des lysimètres de Quimper (COPPENET, 1969), en comparaison avec les normes publiées dans le Journal Officiel du 24 novembre 1954.

	Eaux de drainage	Normes J. O. du 24-11-54
N nitrique (mg/l)	5 à 20	10
SO_4 (mg/l)	15 à 25	250
Cl des chlorures (mg/l)	15 à 30	250
MgO (mg/l)	2 à 4	200

Les eaux de puits et de sources de la moitié sud du Département du Finistère analysées entre 1952 et 1954 donnaient la répartition suivante pour 300 échantillons :

50 p. 100 des échantillons	$\leqslant$	5 mg/l de N nitrique,
25 p. 100 des échantillons		compris entre 5 et 10 mg/l de N nitrique
25 p. 100 des échantillons	$\geqslant$	10 mg/l de N nitrique.

Parmi les échantillons contenant plus de 10 mg/l de N nitrique, 70 p. 100 étaient contaminés par Escherichia Coli, ce qui dénotait des pollutions locales et non la contamination d'une nappe entière. Actuellement, nous n'avons pas de résultats en nombre suffisant pour faire une comparaison valable, mais de nouvelles séries de dosages sont en cours.

Dans les régions considérées, la hauteur annuelle des précipitations est comprise entre 800 et 1 300 mm, le drainage représentant sensiblement la moitié de ces chiffres. D'après les lysimètres cultivés de Quimper et pour la période 1954-1965 où la hauteur moyenne annuelle des pluies a été de 1 089 mm, le drainage moyen se répartit de cette façon (pour 485 mm) :

du 1er mars au 1er juin	80 mm,
du 1er juin au 1er septembre	15 mm,
du 1er septembre au 1er décembre..	100 mm,
du 1er décembre au 1er mars	290 mm.

Les pertes d'éléments fertilisants solubles seront, de ce fait, les plus importantes entre décembre et février, et pour l'azote, précisément, 34 kg/ha sont perdus pendant cette période sur un total annuel de 53 kg/ha. Un important épandage de lisier sur sol nu en décembre aura donc toute chance d'alimenter les eaux souterraines en nitrates.

Au cours des récentes années, la concentration des eaux de drainage de ces lysimètres a été, le plus souvent, supérieure à 10 mg de N nitrique par litre dans le cas d'un assolement maïs-maïs recevant, au maximum, 120 N de l'ammonitrate mais sans aucun amendement organique. Nous ne savons pas dans quelle mesure ces résultats peuvent être transposés au niveau d'une région, c'est pourquoi il nous parait urgent d'étudier la composition des eaux d'infiltration sous les parcelles cultivées intensivement et recevant notamment plus de 50 m³/ha/an de lisier.

IV. — LA SITUATION ACTUELLE EN BRETAGNE

Jusqu'à ce jour, tous les éleveurs de porcs épandent les lisiers sur leurs terres ou sur celles de leurs voisins, mais dans certains cas, la dose devient importante si l'on se réfère aux données évoquées plus haut (100 m³/ha/an de lisier non dilué et parfois plus). Trois stations de traitement par oxygénation, dont deux sont expérimentales, viennent cependant d'être installées dans le Finistère et commencent à fonctionner. Ce traitement, qui consiste en une insufflation d'air au sein de la masse de lisier, permet une fermentation aérobie et le développement de bactéries thermophiles avec production d'un liquide homogène et inodore à dominante d'azote nitrique, les pertes d'azote total au cours du traitement étant d'au moins la moitié de la quantité préexistante.

Le problème général consiste donc à connaître la densité du cheptel par unité de surface agricole utile (S. A. U.). Au niveau d'une région, cette densité est faible, alors que des problèmes sérieux se posent au niveau de quelques élevages et que, peut-être demain, ils se poseront au niveau de petits territoires tout entiers.

Selon les statistiques de 1970, nous avions comme densité de cheptel porcin :

France	0,30 porc/ha	de S. A. U.,
Bretagne	1,53 —	—
Côtes-du-Nord	2,00 —	—
Finistère	1,95 —	—

Dans les Côtes-du-Nord, une commune possède, en moyenne, sur son territoire, entre 12 et 13 porcs/ha. Dans le Finistère, une seule commune possède 15 porcs/ha par suite de la présence d'un seul élevage important, alors qu'un certain nombre d'autres communes n'ont que 6 à 7 porcs/ha. Selon le service statistique de la D. D. A. du Finistère (DENIEL, 1972), ce département voit la présence sur son territoire de 1 223 900 porcins au 1er décembre 1972, soit une augmentation de 16 p. 100 par rapport au 1er décembre 1971, ce qui le place parmi les premiers départements français pour cette spéculation. Le nombre moyen d'animaux par exploitation est passé de 18,3 à 69,7 entre 1965 et 1972. Toujours d'après la même source, 69 p. 100 de tous les porcins sont concentrés dans les 13 p. 100 d'exploitations qui élèvent plus de 150 animaux.

Le nombre total des élevages est de 11 255, mais 60 d'entre eux seulement élèvent plus de 100 truies et leurs produits, soit environ 1 500 porcs charcutiers vendus par an. Ces 1 500 porcs produisent 1 200 m³ de lisier et l'on voit ainsi qu'il suffit de 30 ha S. A. U. pour absorber ce lisier à raison de 40 m³/ha/an, mais nous constatons cependant que cette condition n'est pas toujours réalisée.

Nous pensons qu'au-delà de 50 m³/ha/an, il y a danger pour les sols et pour l'environnement, ce qui ne pose aujourd'hui de problèmes qu'à un petit nombre d'élevages, mais qui risque d'en poser à l'avenir sur une plus vaste échelle.

CONCLUSIONS

La déduction de la composition minérale des lisiers par le calcul du bilan alimentaire paraît une méthode valable étant donné les difficultés rencontrées par l'analyse directe. Le lisier de porc est plus riche en P_2O_5 qu'en K_2O (1,3 pour 1,0), contrairement au lisier de bovin qui est beaucoup plus riche en K_2O qu'en P_2O_5 (2 à 3 fois). Nous pensons que le lisier non dilué des porcheries d'engraissement, au moment de son épandage sur le sol, a approximativement la composition suivante : matière sèche 90 à 100 p. 1000, N total 5,5 p. 1 000, P_2O_5 4 p. 1 000, K_2O 3 p. 1 000.

L'engraisseur de porcs, possédant 14 places de porcherie par hectare de terre et utilisant son propre grain de maïs, est obligé d'acheter du tourteau de soja et un complément minéral qui, une fois passés dans les déjections, amènent un bilan positif de P_2O_5 (+ 70 kg/ha) et K_2O (+ 30 kg/ha). En ce qui concerne l'azote, le bilan est probablement légèrement négatif en raison des pertes par volatilisation d'ammoniac. L'éleveur qui travaille de cette façon mais qui, en plus, achète des aliments dans le

commerce jusqu'à avoir 50 porcs logés par hectare (100 m³/ha/an de lisier non dilué à 5 p. 1 000 d'azote total), voit un bilan positif annuel au niveau de son exploitation, s'il cultive uniquement maïs après maïs, de 400 kg/ha N, 350 kg/ha P_2O_5, 250 kg/ha K_2O. Ce niveau de fertilisation azotée ne peut d'ailleurs être accepté que par une prairie temporaire intensive de graminées.

En cas de culture unique maïs-maïs, un excédent annuel de 400 kg/ha N risque d'amener, dans certaines zones de la couche arable, selon le mode d'enfouissement, des excès de sels solubles, sans parler de la quantité de nitrates qui passera dans les eaux de drainage sous le climat du Finistère et qui pourrait élever la teneur des eaux souterraines au-delà de 10 mg/l d'azote nitrique.

A l'occasion des analyses chimiques habituelles effectuées sur les terres de ces exploitations d'élevage intensif, et qui indiquent déjà un accroissement important des teneurs en P_2O_5 assimilable, il y aura lieu d'effectuer, en plus, les déterminations de la conductivité électrique des extraits aqueux.

L'introduction de rations supplémentées jusqu'à 150 et même 250 mg Cu par kg d'aliment, pose le problème des retours au sol de la quasi-totalité de ce cuivre. On peut calculer que 100 m³/ha/an de lisier à 78 p.p.m. Cu conduisent les sols à devenir toxiques, pour certaines cultures, au bout de 80 ans seulement. Le complément minéral apportant aussi du zinc, on calcule que la toxicité zincique seule pourrait survenir au bout de 110 ans. Les deux toxicités s'ajoutant, il est possible que cette grave éventualité se produise avant un siècle.

Dans les conditions de la Bretagne, il nous semble que les dangers consécutifs à l'épandage de lisier de porc ne risquent de se manifester, à longue échéance, qu'au-delà de 50 m³/ha/an (lisier non dilué à environ 5 p. 1000 d'azote total), c'est-à-dire dans les élevages ayant plus de 30 porcs à l'engrais par hectare de surface agricole utile.

Reçu pour publication en janvier 1974.

SUMMARY

THE APPLICATION OF LIQUID PIG MANURE. ITS AGRONOMIC EFFECTS

The deduction of the mineral composition of liquid pig manure by means of calculating the food balance appears to be a valid method, considering the difficulties encountered with direct analysis. Liquid pig manure is richer in P_2O_5 than in K_2O (13 compared with 1.0) contrary to liquid bovine manure which is much richer in K_2O than in P_2O_5 (2-3 times richer). We are of the opinion that the non-diluted liquid manure of pigs when first applied to the soil, has approximately the following composition : 90-100 p. 1 000 dry matter ; 5.5 p. 1 000 total N, 4 p. 1 000 P_2O_5, 3 p. 1 000 K_2O.

A pig farmer possessing 14 pigs per hectare of land and using his own maize is obliged to purchase soya oil-cake and a mineral complement, which once it has passed into the excrement, produces a positive balance of P_2O_5 (+ 70 kg/ha) and K_2O (+ 30 kg/ha). With regard to nitrogen, the balance is probably slightly negative owing to losses by volatilization of ammonia. The farmer working in this way, but who, in addition, purchases sufficient commercial foodstuff for 50 pigs per hectare (100 m³/ha/year of non-diluted liquid manure with 5 p. 1 000 total nitrogen) has a positive annual balance of his land of 400 kg/ha N, 350 kg/ha P_2O_5, 250 kg/ha K_2O if he grows maize after maize only. Furthermore, this level of nitrogenous fertilization can only be accepted by intensive leys of Graminaceae.

Where maize only is cultivated, an annual excess of 400 kg/ha N incurs the risk of producing

excess soluble salts i ›me zones of the topsoil, according to the method of manuring, to say nothing of the quantity of nitrates which will pass into the drainage water of the Finistere region and which could raise the underground water content beyond 10 mg/l nitrate nitrogen.

With regard to the usual chemical analyses carried out on the soils of these intensive farms which already indicate a large increase in the amounts of available P_2O_5, it is advisable that, in addition, tests on the electrical conductivity of the aqueous extracts be performed.

The introduction of feeds supplemented by up to 150 and even 250 mg Cu per kg foodstuff gives rise to the problem of the return to the soil of the quasi-totality of the copper. It can be calculated that 100 m³/ha/year liquid manure with 78 p.p.m. Cu results in the soils becoming toxic, for some crops, only after a period of 80 years. When the mineral complement also contains zinc, it is calculated that zinc toxicity alone could occur after 110 years. In the case of both toxicities combined, this grave possibility could occur before a hundred years.

Under the conditions prevailing in Brittany, it seems to us that the dangers due to the application of liquid pig manure are only likely to become apparent in the future when 50 m³/ha/year is exceeded (non-diluted liquid manure with about 5 p. 1 000 total nitrogen) *i.e.* on farms with more than 30 porkers per hectare of farm land in use.

ZUSAMMENFASSUNG

DIE AUSBREITUNG VON SCHWEINEMIST UND SEINE LANWIRTSCHAFTLICHEN FOLGEN

Die Bestimmung der mineralischen Zusammensetzung von Mist durch Berechnung der Nährstoffbilanz scheint infolge der bei direkter Analyse auftretenden Schwierigkeiten eine brauchbare Methode. Der Schweinemist ist reich an P_2O_5 (30 p. 100 mehr als K_2O), im Gegensatz zu Rindermist, der viel reicher an K_2O ist als an P_2O_5 (2-3 mal). Wir glauben, dass der unverdünnte Mist von Schweinemästereien im Augenblick seiner Ausbreitung auf den Boden ungefähr folgende Zusammensetzung hat : Trockensubstanz 90-100 p. 1 000, Gesamt N 5-5 p. 1 000, P_2O_5 4 p. 1 000, K_2O 3 p. 1 000.

Die Schweinezüchter, die 14 Schweineplätze pro Hektar Boden bei Verwendung eigenen Maiskorns besitzen, müssen Sojakuchen und mineralische Zusätze kaufen, die nach Einlangen in den Mist eine positive Bilanz an P_2O_5 (+ 70 kg/ha) und an K_2O (+ 30 kg/ha) herbeiführen. Was den Stickstoff betrifft, so ist seine Bilanz wahrscheinlich leicht negativ infolge der Verluste bei Verflüchtigung des Ammoniaks. Der Züchter, der derart vorgeht, der aber ausserdem Futtermittel im handel erwirbt, um ca 50 Schweineplätze pro Hektar zu erhalten (100 m³/ha/Jahr unverdünnten Mist bei 5 p. 1 000 Gesamtstickstoff), wird — wenn er bloss Mais nach Mais anbaut — eine positive Jahresbilanz seines Betriebs von 400 kg/ha N, 350 kg/ha P_2O_5 und 250 kg/ha K_2O aufweisen. Solch eine stickstoffreiche Düngung kann übrigens nur von einer zeitlich begrenzten intensiven Gräserkultur akzeptiert werden.

Bei reinen Mais-Mais-Kulturen besteht das Risiko, dass mit einem jährlichen Überschuss von 400 kg/ha N in bestimmten Zonen der ackerbaren Schichte je nach der Art des Unterpflügens Überschüsse von löslichen Salzen auftreten, ganz abgesehen von der Menge der Nitrate, die unter den klimatischen Bedingungen des Finistère in die Abflüsse gelangen und die den Gehalt der unterirdischen Wässer an Nitratstickstofff über die Grenze von 10 mg/l heben würden.

Zusammen mit den üblichen chemischen Analyzen, die auf den Böden dieser intensiven Zuchtbetriebe durchgeführt werden und die bereits eine bedeutende Zunahme an P_2O_5-Gehalt anzeigen, müsste man ausserdem die elektrische Leitfähigkeit der wässrigen Extrakte messen.

Die Zufuhr von zusätzlichen Mengen an Cu (bis zu 150 und sogar 250 mg pro kg Futterstoffen) stellt das Problem einer quasi-totalen Rückführung dieses Kupfers in den Boden. Man kann berechnen, dass 100 m³/ha/Jahr von Mist mit 78 p.p.m. Cu die Salze für gewisse Kulturen bereits nach bloss 80 Jahren giftig werden lassen. Bei mineralischem Zusatz von Zink kann man berechnen, dass die Zinktoxizität allein bereits nach 110 Jahren eintreten würde. Da sich beide Toxizitäten addieren, kann diser Fall bereits in weniger als einem Jahrhundert eintreten.

Unter den Verhältnissen der Bretagne scheint es uns, dass die Gefahren infolge Schweinemistausbreitung auf längere Sicht erst bei mehr als 50 m³/ha/Jahr auftreten würden (unverdünnter Mist mit ungefähr 5 p. 1 000 Gesamtstickstoff), d.h. bei Aufzuchten von mehr als 30 Dungschweinen pro Hektar nutzbarer Bodenfläche.

РЕЗЮМЕ

Применение навозной жижи свинарен. Агрономические последствия этого применения.

М. КОППЕНЕ.

Определение минерального состава навозной жижи свинарен при помощи составления питательного баланса представляет какбудто надежный метод, из-за трудностей встреченных при прямом анализе. Навозная жижа свинарен содержит больше P_2O_5 чем K_2O (1,3 против 1,0), в противоположность навозной жиже рогатого скота, заключающей гораздо больше K_2O, чем P_2O_5 (в 2 - 3 раза больше). Мы полагаем, что при внесении ее в почву, состав неразбавленной навозной жижи откормочных свинарен является приблизительно следующим : сухое вещество — 90-100 °/₀₀, общий азот — 5,5 °/₀₀, P_2O_5 — 4 °/₀₀, K_2O — 3 °/₀₀.

Хозяева откормочных свинарен, располагающих 14-ью местами на гектар почвы, скармливающие кукурузное зерно собственного производства, должны прикупать жмыхи сои и минеральные добавки, которые, перейдя в испражнения составят положительный баланс P_2O_5 (+ 70 кг/га), и K_2O (+ 30 кг/га). Для азота баланс будет, по всей вероятности, слегка отрицательным, в виду потерь вызванных улетучиванием аммиака. Хозяева, ведущие свое свиноводство таким образом, но прикупающие кроме того корм животным из рассчета 50-ти мест на гектар почвы (100 м³/га/в год неразбавленной навозной жижи с общим содержанием азота в 5 °/₀₀), получат на уровне своего хозяйства положительный годовой баланс, равный, при ведении монокультуры кукурузы, 400-м кг/га азота, 350-ти кг/га P_2O_5 и 250-ти кг/га K_2O. Такой уровень азотного удобрения мыслим только в присутствии искусственных лугов с преобладанием злаковых.

В случае монокультуры кукурузы, годовой избыток в 400 кг./га азота рискует привести в некоторых зонах пахотного слоя, и, в зависимости от способа внесения, к избытку растворимых солей в почве, не говоря уже о количестве нитратов способных перейти в дренажные воды в условиях департамента Финистерр, доведя таким образом содержание нитратного азота в грунтовых водах до больше чем 10 мг/литр.

Необходимо, значит, при обычных химических анализах, проводящихся на территориях таких интенсивных животноводческих хозяйств и, уже указывающих на сильное увеличение содержаний усвояемого фосфора, производить определения электропроводимости водных экстрактов.

Введение рационов с добавкой 150-ти, и даже 250-ти мг меди на кг пищи ставит проблему реституции в почву почти всей этой меди. Можно рассчитать, что внесение в почву 100 кубометров навозной жижи га/в год, содержащей 78 °/₀₀ меди, сделает почву токсичной для некоторых культур по истечении только 80-ти лет. А в виду того что минеральные добавки содержат и цинк, было рассчитано что одна только цинковая токсичность появится в почве уже только через 110 лет. А если рассматривать обе токсичности вместе, возможно что это неприятное событие произойдет меньше чем через век.

Нам кажется, что в условиях Бретани, опасность связанная с применением навозной жижи свинарен станет действительной по истечении многих лет, только в случае внесения регулярного в почву больше чем 50-ти кубометров га/в год неразбавленной навозной жижи, содержащей 5 °/oo общего азота, то-есть в свиноводческих хозяйствах насчитывающих больше 30-ти откормочных свиней на гектар полезной сельскохозяйственной площади.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALDRICH S. R., LENG E. R., 1966. *Modern crop production. The farm quaterly.* Cincinnati, Ohio, 2e éd., may 1966.

BALLAY D., CATROUX G., 1974. Possibilités de limitation des nuisances et des pollutions dues aux élevages porcins. *Ann. agron.*, **25** (2-3), 351-381.

BARLOY J., 1973. Cycle de formation sur la réduction des nuisances industrielles et agricoles. *École Nationale de la Santé Publique*, 18-22 juin 1973, Rennes.

BATEY T., BERRYMAN C., LINE C., 1972. The disposal of copper-enriched pig-manure slurry on grassland. *J. brit. Grassl. Soc.* **27**, 139-143.

BERRYMAN C., 1970. The problem of disposal of farm wastes with particular reference to maintaining soil fertility. *Proc. Symp. farm. Wastes Inst. Water Pollution Control*, Univ.New castle-upon-Tyne, 19-23.

BOUSSINGAULT, STOECKHARDT, 1933. Cités par GAROLA C. V., GAROLA J. Engrais. I. *Les matières fertilisantes*, 7e édition, J.-B. Baillière et fils, 362 pages.

BOWLAND J. P. *et al.*, 1961. The absorption, distribution and excretion of labelled copper in young pigs given different quantities, as sulphate or sulphide, orally or intravenously. *Br. J. Nutr.*, **15**, 59-72.

BRAUDE R., 1967. *World Review of Animal Production, vol. III*, (II), **69**. Cité par : Rapport P 647, juillet 1969. B. N. A. 81, rue Sylvabelle, 13006 Marseille.

BRESSOU C., 1949. *Le phosphore et son rôle en biologie.* Communications présentées aux journées du phosphore. Presses universitaires de France, Paris 226 p.

CHAPMAN H. D., 1966. *Diagnostic criteria for plants and soils.* Université de Californie, 793 p.

COPPENET M., 1959. Le manganèse dans les sols de Bretagne et ses relations avec la croissance des végétaux. *Ann. agron.* **2**, 155-218 (p. 203).

COPPENET M., 1969. Résultats de douze années d'observations lysimétriques à Quimper (1954-1965). *Ann. agron.* **20** (2), 111-143.

COPPENET M., 1970 a. Composition et utilisation des lisiers. A la pointe de l'élevage. *Revue de l'E. D. E. du Finistère*, nº 15, 2-6.

COPPENET M., 1970 b. Effet des sels de cuivre et de cobalt sur l'enrichissement des plantes fourragères en ces deux oligoéléments. *C. R. Acad. Agr.*, **56**, 923-936.

COPPENET M., 1972. Le bilan des éléments fertilisants dans les exploitations d'élevage. A la pointe de l'élevage. *Revue de l'E. D. E. du Finistère*, Stang-Bihan, Quimper 29109, nº 34, 2-5.

C. T. G. R. E. F. Centre de Rennes, 1973. De l'utilisation du lisier de porcherie comme fertilisant. *D. D. A. des Côtes-du-Nord, G. C. P. P. Lamballe-Hénanbihen, C. O. P. E. R. L.* Document ronéoté, 18 pages plus annexes, janvier-février 1973.

DENIEL J., 1972. Enquête sur la structure du cheptel porcin au 1er décembre 1972. *D. D. A. du Finistère*, rue de Kérivoal, 29107 Quimper.

E. D. E. du Finistère. (Communications personnelles).

FLORKIN M., 1943. Cité par RICHET G., dans *Oligoéléments et ruminants domestiques*, Étude nº 51, juin 1972, Éditions S. E. I., C. N. R. A., route de St-Cyr, 78000 Versailles.

FRISON M., SMITH, 1968. Le lisier dans la fertilisation (d'après le compte rendu du colloque de Lyon). *Bulletin des C. E. T. A.*, 1-4.

GRAS *et al.*, 1972. Le sol système épurateur, in l'*I. N. R. A. et l'environnement. Inventaire des recherches*, 149, rue de Grenelle 75007 Paris, 1-8.

JARRIGE R., 1965. La composition des fèces de mouton et ses relations avec la digestibilité du fourrage. *Fourrages*, **22**, 65-77.

JESTIN, 1973. Cité par BARLOY J., 1973. in Cycle de formation sur la réduction des nuisances industrielles et agricoles. *École nationale de la Santé publique*, 18-22 juin 1973, Rennes.

JUSTE C., 1970. Actions toxiques des oligoéléments. *Ann. agron.* **21** (5), 549-571.

LAROUSSE AGRICOLE, 1921. Encyclopédie illustrée, par CHANCRIN E. et DUMONT R., en deux volumes. Paris (au mot « fumier »).

MATHERS A. C., STEWART B. A., 1971. In « Livestock Waste management and pollution abatement » (229-231). *Proceedings international symposium on Livestock Wastes*, april 19-22, 1971. Published by American society of agricultural engineers. St Joseph, Michigan 49085.

MÜNTZ A., 1888. *Les engrais*, tome I, 580 p. Librairie de Firmin-Didot et Cie, Paris.

ROBINSON K., SAXON J. R., BAXTER S. H., 1971. Microbiological aspects of aerobically treated swine waste in « Livestock Waste management and pollution abatement » (225-228). *Proceedings international symposium on Livestock Wastes*, april 19-22, 1971.

SALMON-LEGAGNEUR E., *et al.*, 1973. Étude de quelques paramètres de variation de la composition des effluents de porcherie. *Journées de la recherche porcine en France*, 1973, 285-291, C. N. R. Z., Jouy en Josas 78350.

TAIGANIDES E. P., 1966. Cité par BALLAY D. et CATROUX G., 1974. *Ann. agron.*, **25** (2-3), p. 355.

TENDILLE Cl., BARBIER G., 1956. Sur le bilan de l'azote en culture intensive. *C. R. Acad. Agr.*, **42**, 5, 236-240.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 425-438.

LA RESTITUTION NATURELLE DU POTASSIUM PAR LES URINES DE BOVINS : MIGRATION DE CET ÉLÉMENT DANS LE SOL SOUS L'EFFET DU LESSIVAGE

J.-P. ANDRÉ (1)
avec la collaboration de Madeleine ROUSSEAU

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches de Clermont Ferrand, I. N. R. A.,
63100 Clermont Ferrand

RÉSUMÉ

La fertilisation naturelle des prairies par les pissats de bovins représente des quantités considérables de potassium. On a étudié la migration de cet élément dans le sol, à partir de points d'apports localisés, sous l'effet de la diffusion et du lessivage.

On a tenté d'évaluer la « fraction utile » de cette fertilisation naturelle, c'est-à-dire la fraction du potassium apporté susceptible d'être réutilisée ultérieurement par la végétation.

INTRODUCTION

La quantité de potassium restituée annuellement par le cheptel bovin français s'élève à environ 1 million de tonnes K_2O, dont les trois quarts environ se trouvent dans les urines.

A titre de comparaison, cette quantité équivaut aux deux tiers de la consommation totale d'engrais potassiques en France pendant la campagne 1971-1972.

On peut évaluer à 250 000 tonnes K_2O le tonnage annuel restitué *directement au sol des prairies* par les urines des animaux, pendant leur séjour au pâturage.

Cette fumure naturelle est à la fois localisée et très concentrée (tabl. 2 et 3). Elle peut atteindre l'équivalent d'une tonne K_2O/ha au point d'impact d'un pissat (PETERSEN *et al.*, 1956) ; autrement dit, elle équivaut *localement, pour cet élément au moins,* aux exportations de la végétation prairiale (*supposée* consommée) pendant plusieurs années.

Dans ces conditions, outre certains inconvénients visibles sur la végétation,

(1) Adresse actuelle : Centre de Recherches d'Antibes (06).

cette fumure présente le risque d'être en partie soustraite aux racines par le lessivage, au cours d'un temps aussi long.

Dans les expériences décrites ici, nous avons tenté de déterminer la cinétique de migration des ions K dans le sol sous l'effet du lessivage et d'estimer la fraction du potassium apportée par un pissat restant au cours du temps dans la couche de sol prospectée par les racines.

Les recherches sur la fertilisation par les excrétats des troupeaux, assez peu nombreuses au demeurant, sont en général orientées sur les restitutions azotées ou sur les modifications éventuelles de la flore. Seuls quelques auteurs (PETERSEN, LUCAS et WOODHOUSE, 1956) fournissent des estimations sur ces pertes de potassium par lessivage, qu'ils évaluent à 10 p. 100 sans préciser d'ailleurs les conditions de ce lessivage.

MÉTHODES EXPÉRIMENTALES

1. — *Localisation des expériences*

Nos expériences ont été conduites au champ sur deux sols acides de prairie du département du Puy de Dôme situés à proximité d'installations d'élevage de l'I. N. R. A., le domaine de Laqueuille et celui de Saint Genès Champanelle (C. R. Z. V. de Theix).

Les caractéristiques de ces sols sont données dans le tableau 1 (elles correspondent à une profondeur de 0,20 m environ).

TABLEAU I

Principales caractéristiques des sols étudiés

	Laqueuille				Saint Genès Champanelle			
Altitude	1 100 m				900 m			
Pluviométrie	1 250 mm				800 mm			
Nature du sol	Sol andique sur basalte				Sol brun lessivé sur granite			
Argile	17,6 p. 100 terre sèche				19 p. 100 terre sèche			
Limon	43,0 p. 100 —				26 p. 100 —			
Sables	18,1 p. 100 —				50 p. 100 —			
MO	21,3 p. 100 —				3 p. 100 —			
CEC	30 méq/100 g terre sèche				16 méq/100 g terre sèche			
pH moyen	5,5				6,1			
	Densité apparente	(méq/100 g t.s)			Densité apparente	(méq/100 g t.s)		
		K éch.	Ca éch.	Na éch.		K éch.	Ca éch.	Na éch.
0-10 cm	0,35*	0,40	6,00	0,30	1,22	1,50	7,50	0,20
10-20	0,77*	0,20	2,00	0,15	1,27	0,80	7,00	0,15
20-30		0,15	1,50	0,10	1,48	0,85	6,00	0,10
30-40		0,15	1,00	0,10	1,41	1,05	5,00	0,10
40-50		0,15	0,50	0,10		1,10	4,50	0,10
50-60		—	—	—		0,90	5,00	0,10
60-70		—	—	—		1,00	5,00	0,10
70-80		—	—	—		1,25	6,00	0,10

* Chiffres moyens, calculés à partir de résultats communiqués par F. X. DE MONTARD.

2. — *Dispositif expérimental*

Des carrés de 1 m² entourés d'une garde de 0,5 m de largeur ont été piquetées dans les deux prairies sur sol profond et horizontal ; le dispositif de Laqueuille comportait 4 carrés, celui de Saint Genès Champanelle en comportait 8 (fig. 1).

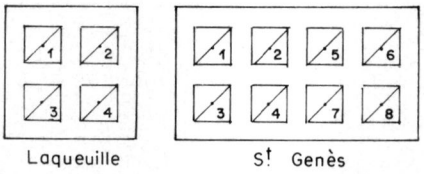


FIG. 1. — *Dispositif expérimental*

Sur une diagonale de chaque carré, on a matérialisé un repère central o, et de part et d'autre, 4 autres repères a, b, c, d, et a′, b′, c′, d′, distants respectivement de 7, 14, 21, 28 cm du point central.

3. — *Principe des expériences*

On fait pénétrer au centre de chaque carré un volume de 3 litres d'urine de vache, assez lentement pour que le liquide ne déborde pas d'une surface approximativement circulaire de 2 dm² environ : cet apport est effectué simultanément dans tous les carrés d'un même dispositif. Cela étant fait, les carrés sont soumis à des niveaux différents de lessivage à l'eau.

La distribution du potassium sous chaque carré est alors déterminée par l'analyse de prélèvements de sol effectués à la tarière à la verticale des 9 points précédemment matérialisés.

On a admis que les verticales passant par les points centraux o étaient, dans chaque carré, des axes de symétrie des mouvements de déplacement de l'eau et du potassium au sein du sol.

4. — *Composition des urines*

Les urines de bovins fournies par les étables du domaine de Laqueuille et du C. R. Z. V. de Theix avaient des compositions nettement différentes, indiquées dans le tableau 2 avec la composition standard donnée par la littérature.

TABLEAU 2

Composition partielle d'urines de bovins
(n. d. : non dosé)

	Laqueuille	Saint Genès Champanelle	Standard
K (méq/l)	285	170	280
Na —	25	130	60
Ca —	5	0,5	—
Mg —	n.d	n.d	40
Cl —	n.d	130	60
SO_4 —	n.d	n.d	40
HCO_3 —	n.d	n.d	200
N total (p. 1 000)	n.d	n.d	8,5 [1]
pH	7,8	8,2	8,0

[1] Dans une précédente publication indiquée dans les références bibliographiques, nous avions donné par erreur une teneur de 1,5 p. 1 000.

La teneur en NaCl varie beaucoup d'un élevage à l'autre selon que les animaux ont ou non à leur disposition des blocs de sel à lécher. En ce qui concerne les ions minéraux les plus abondants, on peut considérer l'urine comme une solution de 200 à 300 méq/l de bicarbonate de potassium.

Le volume des pissats, comme leur composition, dépend, entre autres, du mode d'alimentation des animaux, de leur âge et du rythme nycthéméral d'excrétion (LARVOR et BROCHART, 1959).

Nous avons tablé sur les chiffres suivants (tabl. 3) qui résultent d'une moyenne entre des données de la littérature (PETERSEN *et al.*, 1956 ; CORNELIUS et KANEKO, 1963) :

TABLEAU 3

Données sur les émissions d'urine par les bovins

Volume d'urine éliminé par jour : 20 l en été 10 l en hiver	(moyenne)
Volume d'un pissat : entre 1,5 l et 3,5 l moyenne 2,5 l	
Nombre de pissats par jour au pâturage : moyenne 6	

5. — *Régime des lessivages expérimentaux* (tabl. 4)

Dispositif de Laqueuille : On a appliqué un arrosage manuel équivalent à 6, 12, 30, 60 mm respectivement sur les carrés 1, 2, 3, 4.

L'épandage de l'urine, les arrosages et les prélèvements d'échantillons ont été effectués dans la même journée. On a adopté un rythme d'arrosage d'environ 6 mm toutes les demi-heures et prélevé les échantillons une demi-heure après le dernier arrosage.

Les gardes ont été arrosées au même régime que les carrés correspondants.

Dispositif de Saint Genès : les quatre premiers carrés ont été traités exactement comme ceux du dispositif de Laqueuille.

L'autre moitié (carrés 5, 6, 7, 8) a été abandonnée au lessivage naturel : les prélèvements dans ces 4 carrés ont été échelonnés sur 8 mois, et le drainage réel a été déterminé grâce à un dispositif de cases lysimétriques voisin.

TABLEAU 4

Principales conditions expérimentales
(n. d. : non déterminé)

	Laqueuille				Saint Genès Champanelle							
	I	II	III	IV	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Date de mise en place (T_1) ...	25-10-1970				28-9-1972				28-9-1972			
Date de prélèvements (T_2) ...	idem				idem				10-11-72	17-1-73	20-3-73	11-5-73
(T_2)-(T_1)									40 j	110 j	170 j	220 j
Dose K appliquée (méq) ..	850	850	850	850	550	550	550	550	550	550	550	550
Arrosage (mm) entre T_1 et T_2	6	12	30	60	6	12	30	60	0	0	0	0
Drainage (mm) entre T_1 et T_2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	54	153	275	300

6. — *Prélèvement des échantillons de sol*

Pour des raisons techniques (niveau du sous-sol caillouteux, dimensions des tarières utilisées), on a effectué un prélèvement par tranche de 10 cm jusqu'à 50 cm, à la verticale de o, a, b, c, d, a′, b′, c′, d′, à Laqueuille et jusqu'à 80 cm à la verticale de a, b, a′, b′, et 60 cm à la verticale de c, d, c′, d′, à Saint Genès. On a ensuite regroupé les prélèvements symétriques.

Sur chaque échantillon homogénéisé rapidement dans son sachet plastique et débarrassé des graviers et des gros fragments végétaux, on a prélevé 2 fractions de 20 g de terre pour la détermination, sur l'une de l'humidité, sur l'autre de la teneur en cations K, Ca, Na extraits par une solution normale d'acétate d'ammonium.

7. — *Mesure de la densité racinaire*

Dans chaque prairie, à côté du dispositif, on a extrait des parallélépipèdes de sol en place et on les a découpés en tranches de 5 cm d'épaisseur. Les racines ont été recueillies par tamisage sous l'eau, lavées, débarrassées des racines d'adventices (pissenlits), séchées à 60°C et pesées.

RÉSULTATS

Les analyses font apparaître des gradients radiaux et verticaux de concentration ionique et d'humidité dans les profils de sol. C'est pourquoi les résultats sont présentés sous la forme de courbes d'équiconcentration, tracées dans des plans verticaux passant par les centres des carrés et limitées à un demi profil. Pour une présentation plus claire, ces courbes sont partiellement prolongées au-delà des limites du volume prospecté (en tirets sur les fig. 2 et 3), par extrapolation des valeurs expérimentales.

Les courbes relatives aux ions Ca et Na, de moindre intérêt, ne sont pas représentées.

Les concentrations de potassium indiquées sur les courbes correspondantes sont exprimées en méq pour 100 g de terre sèche ; les humidités sont également rapportées à la terre sèche.

Deux traitements (Laqueuille I et Saint Genès II) n'ont pas pu être exploités.

Nous avons tenté de faire le bilan du potassium retrouvé *dans les limites du volume de terre prospecté, soustraction faite* du potassium échangeable initial, et de préciser sa cinétique de migration verticale et radiale, en déterminant les quantités de cet élément présentes :

— soit dans chaque couche de 10 cm de sol ;

— soit dans les volumes de révolution compris entre les cylindres de rayons oa = 7 cm, ob = 14 cm, oc = 21 cm, od = 28 cm (tabl. 5 et 6).

Pour le calcul de ce bilan, on a déterminé à partir des courbes d'équiconcentration la teneur moyenne en potassium des éléments de volume définis ci-dessus : l'erreur commise sur une teneur moyenne est nécessairement d'autant plus grande que le gradient de concentration est plus élevé dans l'élément de volume correspondant.

TABLEAU 5

Expérience de Laqueuille

Bilan du potassium, soustraction faite du K échangeable initial du sol
(*a* : en méq ; *b* : en p. 100 du K introduit)

Laqueuille	II		III		IV	
K introduit	850 méq		850 méq		850 méq	
	(*a*)	(*b*)	(*a*)	(*b*)	(*a*)	*b*)
K retrouvé :						
entre 0 et 10 cm	153	18	157	18	108	13
entre 0 et 20 cm	401	47	376	44	353	41
— 0 et 30 cm	665	78	521	61	529	62
— 0 et 40 cm	805	95	628	74	608	72
— 0 et 50 cm	894	105	835	98	683	80
à l'intérieur du cylindre *oa* ...	350	41	370	43,5	460	54
— — *ob*....	714	85	815	96	683	80
— — *oc*....	894	105	*id*	*id*	*id*	*id*
— — *od*....	*id*	*id*	835	98	*id*	*id*

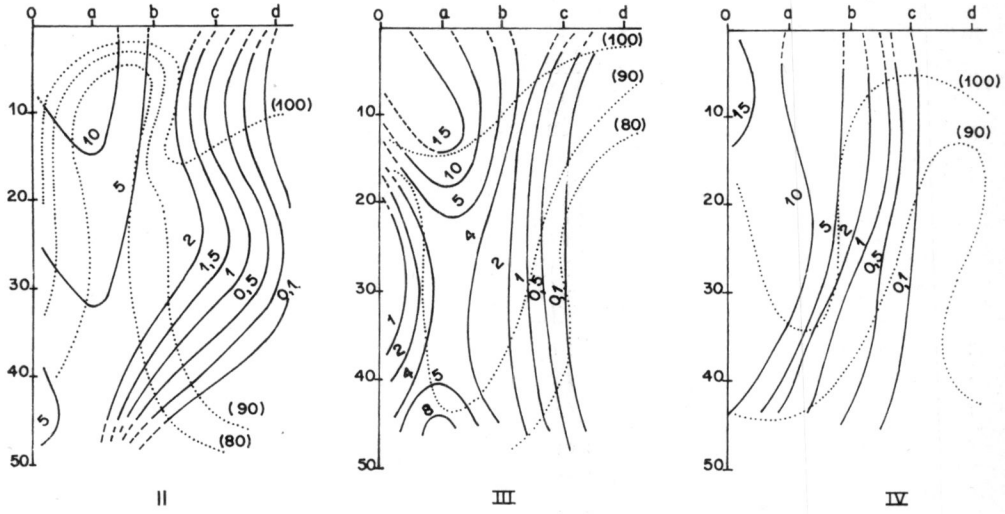


FIG. 2. — *Expérience de Laqueuille*

Courbes d'équiconcentration en K (méq/100 g terre sèche) :
traits pleins, et tirets pour les prolongements extrapolés.
Courbes d'égale humidité (en p. 100 de terre sèche) : traits pointillés

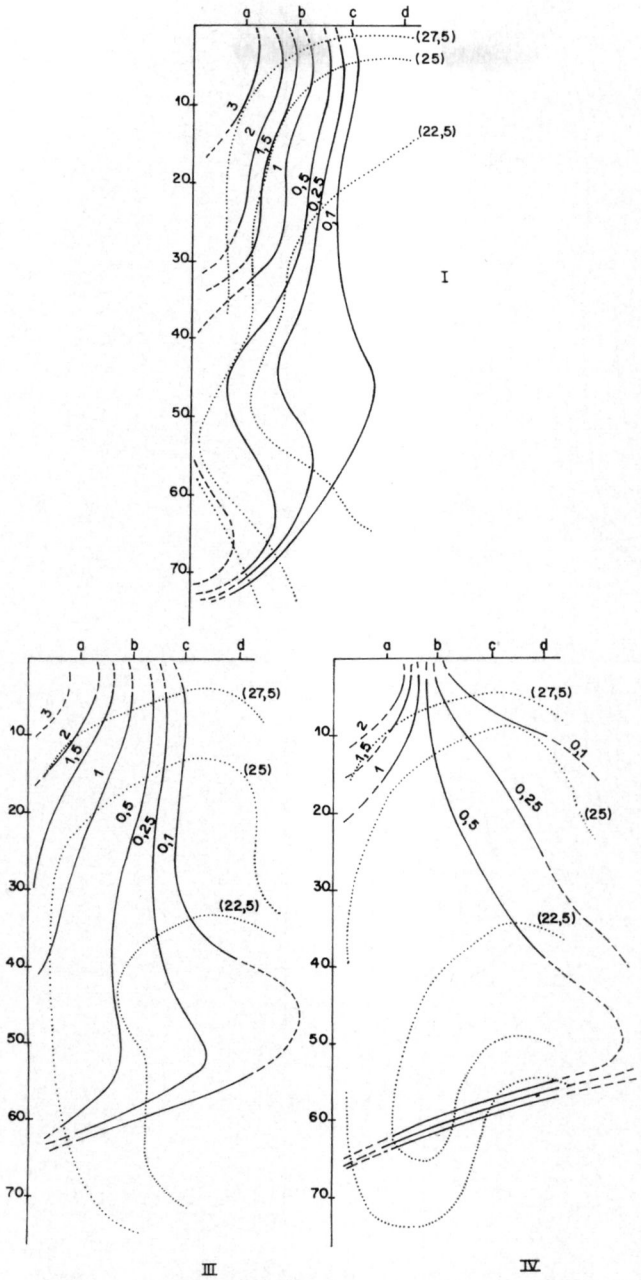


FIG. 3 *a*. — *Expérience de St Genès* (traitements I à IV)
Courbes d'équiconcentration en K^+ (méq/100 g terre sèche) : traits pleins, et tirets pour les prolongements extrapolés.
Courbes d'égale humidité (en p. 100 de terre sèche) : pointillés

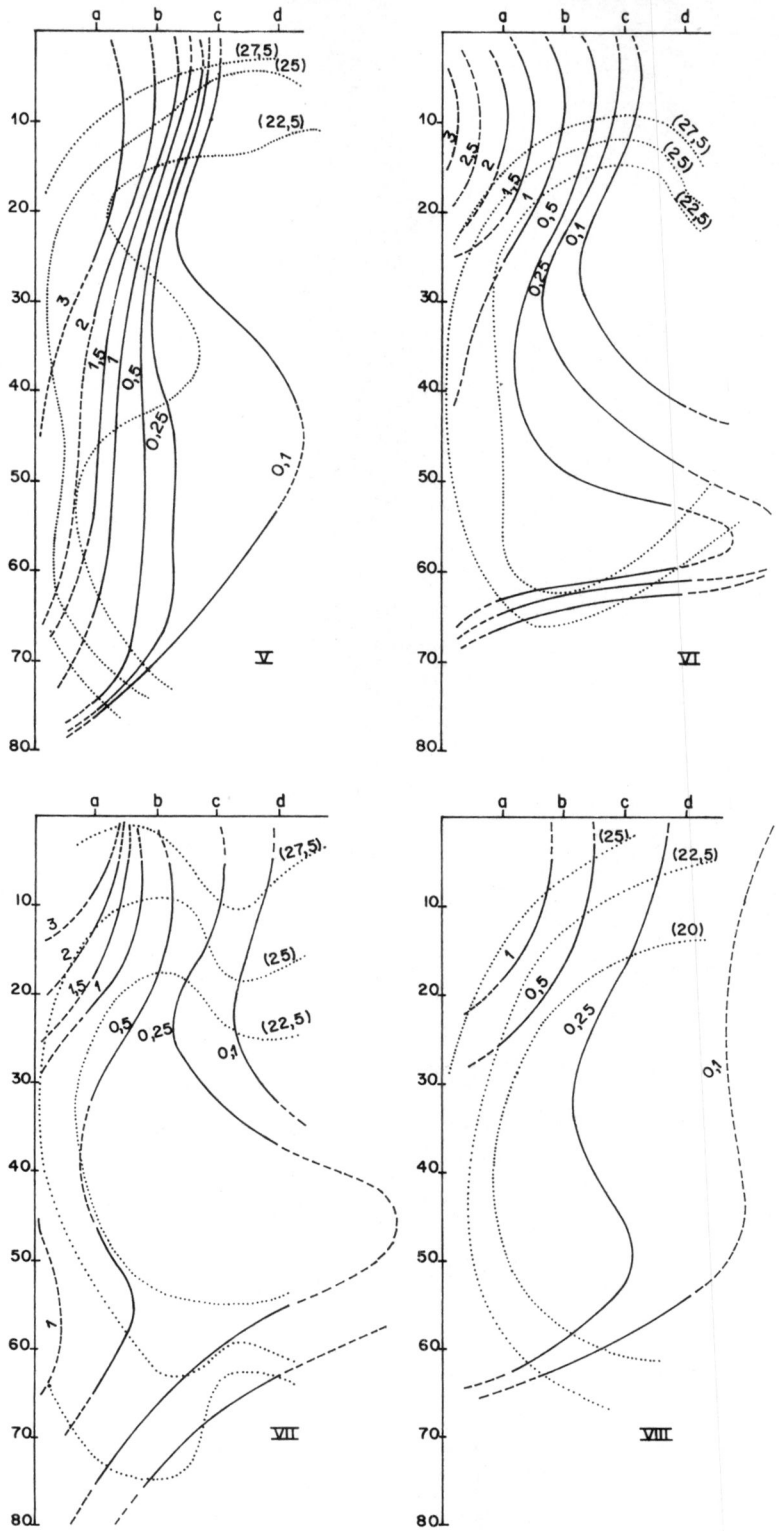


FIG. 3 *b*. — *Expérience de St Genès* (traitements V à VIII)
Courbes d'équiconcentration en K^+ (méq/100 g terre sèche) : traits pleins, et tirets pour les prolongements extrapolés.
Courbes d'égale humidité (en p. 100 de terre sèche) : pointillés

TABLEAU 6

Expérience de Saint Genès
Bilan du potassium, soustraction faite du K échangeable initial du sol
(*a* : en méq ; *b* : en p. 100 du K introduit)

Saint Genès Champanelle	I		III		IV		V		VI		VII		VIII	
K introduit	550 méq		550 méq		550 méq		550 méq		550 méq		550 méq		550 méq	
	(*a*)	(*b*)	(*a*)	(*b*)	(*a*)	(*b*)	(*a*)	(*b*)	(*a*)	(*b*)	(*a*)	(*b*)	(*a*)	(*b*)
K retrouvé :														
entre 0 et 10 cm	129	23,5	95	17	55	10	146	26	99	18	110	20	169	31
— 0 et 20 cm	209	38	155	28	120	22	271	49	172	31	183	33	284	52
— 0 et 30 cm	275	50	195	35	234	42	333	60	195	36	221	40	334	61
— 0 et 40 cm	308	56	224	41	331	60	388	71	240	44	275	50	349	64
— 0 et 50 cm	321	58	294	54	418	76	450	82	326	60	337	62	395	72
— 0 et 60 cm	359	65	383	69	567	102	557	101	480	87	439	80	488	89
— 0 et 70 cm	381	70	386	70	580	105	592	107	498	91	459	83	490	—
— 0 et 80 cm	383	—	id	—	id	—	599	109	id	—	463	84	id	
à l'intérieur du cylindre *oa*	193	35	122	22	128	23	326	60	128	23	139	25	78	14
— — *ob*	373	68	290	53	269	49	485	88	290	53	262	48	216	40
— — *oc*	383	70	330	60	419	76	515	93	330	60	372	68	266	48
— — *od*	id	—	386	70	580	105	599	109	498	91	463	84	490	89

DISCUSSION DES RÉSULTATS

Les phénomènes étudiés ici résultent de processus physicochimiques (adsorption-désorption ioniques), chimiques (neutralisation) et hydrodynamiques qui se déroulent simultanément dans le sol. Les courbes d'équiconcentration des figures 2 et 3 décrivent des états successifs de la distribution des ions K dans les profils au fur et à mesure du lessivage. Mais en raison notamment de l'absence de répétition des traitements, elles doivent être examinées avec réserve, de même que les bilans que nous en avons tirés, qui ne peuvent être qu'approximatifs (tabl. 5 et 6).

L'hétérogénéité du sol (texture et densité apparente variables dans le profil, présence de cailloux, ou de passages préférentiels) est en effet le paramètre le moins bien défini dans ce type d'expériences : il affecte en particulier les conclusions qu'on pourra tirer de la première (Laqueuille).

a) Examinons d'abord la réaction de l'urine de vache sur les sols, indépendamment du lessivage.

L'adsorption d'un cation M d'une solution saline par un sol est régie en premier lieu par des lois d'échange *cationique* et, dans la mesure où le temps de contact est suffisant, aboutit à un équilibre qui dépend des activités cationiques de la solution, des cations échangeables et des propriétés physicochimiques du sol. En second lieu, cet équilibre peut être considérablement déplacé dans le sens d'une adsorption plus importante de M, si la solution contient des *anions* susceptibles de réagir sur les cations échangeables du sol.

La concentration élevée de l'urine en anion bicarbonate et la nature acide des sols choisis nous placent précisément dans ce second cas, en raison de la réaction :

$$HCO_3^- + H^+ \leftrightharpoons H_2CO_3 \leftrightharpoons H_2O + CO_2$$

qui déplace vers la droite l'équilibre d'échange, schématiquement représenté par :

$$\overline{H} + K \leftrightharpoons \overline{K} + H$$

(les tirets marquent les ions adsorbés).

b) Dans ces conditions, les deux conséquences principales d'un lessivage sont les suivantes :

— une réduction éventuelle du temps de contact, donc une limitation de l'adsorption, si le lessivage suit immédiatement l'apport d'urine ;

— une désorption progressive des ions K, si le lessivage entraîne en solution des cations plus adsorbables que K (le plus souvent H ou Ca).

Nous avons résumé dans le tableau 7 les résultats de plusieurs mesures d'adsorption comparée de K réalisées sur des colonnes des deux sols acides, ainsi que d'un sol calcaire (ANDRÉ, 1970).

Dans l'expérience de Saint Genès (tabl. 6), on remarque une migration radiale et verticale, d'ailleurs limitée, des ions K, du traitement I au traitement IV d'une part (lessivage rapide), et du traitement V au traitement VIII d'autre part (lessivage naturel).

TABLEAU 7

Comportements relatifs de différents types de sols vis-à-vis d'apports massifs de K suivis de lessivage à l'eau

Nature du sol	Andique humifère	Brun lessivé	Calcaire
Solution du sol pH conc. Ca^{++}	5,5 indosable	6,1 $\leqslant 10^{-4}$ N	8,4 10^{-3}-10^{-2} N (selon l'abondance de CO_2)
Adsorption de K par le sol à partir :			
— d'une solution neutre et non tamponnée (ex : KCl)	faible	moyenne	bonne
— d'une solution alcaline tamponnée (ex : $KHCO_3$, urine)	bonne	bonne	bonne
Désorption de K au cours de lessivages ultérieurs	notable (désorbé par H^+)	réduite	notable (désorbé par Ca^{++})

Comme on peut s'y attendre, on voit que le lessivage rapide accentue la migration verticale, et le lessivage lent, la migration radiale.

Dans le sol humifère de Laqueuille, plus perméable et susceptible de retenir plus d'eau, le lessivage rapide n'entraîne qu'une migration verticale également limitée d'ions K (les bilans III et IV sont très voisins), la migration radiale paraissant en revanche assez aléatoire : l'examen des courbes correspondantes (fig. 2) montre la grande hétérogénéité de ce sol vis-à-vis du mouvement de l'eau et des ions K.

On note, dans tous les profils de la figure 3 (Saint Genès), un horizon d'accumulation de K à une profondeur d'environ 50 cm ainsi qu'une humidification à partir de la surface et du cylindre central qui semble constituer une voie de cheminement préférentiel de l'eau vers les couches plus profondes.

En comparant les états successifs de la distribution des ions K dans tous les profils, on constate qu'elle est en définitive relativement peu modifiée par les lessivages que nous avons appliqués : la migration des ions ne dépasse pas 10 à 20 cm et ne porte, en moyenne, que sur 20 p. 100 du potassium présent dans chacun des volumes partiels que nous avons définis.

Malgré les quelques différences enregistrées qui peuvent être, au moins en partie, attribuées aux caractéristiques hydriques différentes des deux sols (perméabilité et capacité de rétention pour l'eau), on constate que la distribution verticale des ions K dans la couche de sol prospectée par les racines (fig. 4) est sensiblement la même, au terme de ces trois expériences : il reste en effet 15 à 25 p. 100 du K introduit entre 0 et 10 cm, 35 à 45 p. 100 entre 0 et 20 cm, 50 à 60 p. 100 entre 0 et 30 cm.

Si nous considérons conventionnellement comme perdu le potassium qui a migré à une profondeur supérieure à 30 cm, nous pouvons estimer à 50 p. 100 environ la « fraction utile » de cette fertilisation naturelle.

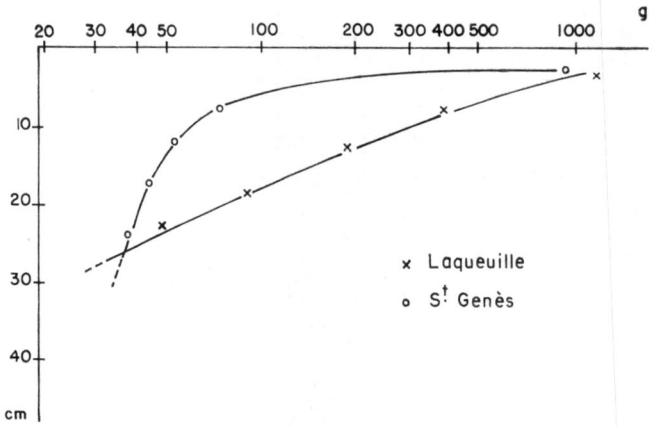


FIG. 4. — *Densité racinaire sous les deux prairies*
(en g de matière sèche au m² par couches de sol de 5 cm d'épaisseur)
(coordonnées semi-logarithmiques)

Dans cette évaluation, il conviendrait de pouvoir tenir compte de nombreux autres facteurs dont les uns conduiraient à réduire ce chiffre (surconsommation de K par la végétation, lessivage à long terme, etc.) et d'autres, à l'augmenter (allongement des racines, réutilisation en bas de pente du potassium entraîné, etc).

Aussi, pour mieux préciser cette « fraction utile » dans les conditions pédoclimatiques d'une zone de pâturage, il y aurait lieu d'établir un bilan d'exportation par la végétation et le drainage sur une période de plusieurs années.

Reçu pour publication en janvier 1974.

SUMMARY

NATURAL RESTITUTION OF POTASSIUM BY BOVINE URINE

The french bovine live-stock restores annualy very large quantities of potassium, estimated at 1 million tons K_2O. About 250.000 tons are directly deposited on the soil of grazing ground mainly by urine.

The distribution, in the soil profile, of K ions from this localized fertilization was studied during normal leaching (precipitations) and accelerated leaching. The experiments were carried out on two acid soils in mountain grass-land (Auvergne).

The following conclusions may be drawn :

1. adsorption of K by acid soils is promoted by the presence of bicarbonate anion in the urine ;
2. the leaching applied cause the migration of a limited quantity of potassium ; the vertical and radical parts of this migration depend on the flow of the leaching.
3. root density being superficial (predominantly Graminaceae), potassium found lower than 30 cm may be considered as lost for the plants.
4. under these experimental conditions, the fraction of deposited potassium which is found between 0 and 30 cm (« useful fraction ») is about of 50 p. 100.

A longer term evaluation would permit the « useful fraction » of this natural fertilization to be specified more precisely.

ZUSAMMENFASSUNG

DIE NATÜRLICHE RESTITUIERUNG DES KALIUMS DURCH DEN RINDERURIN : DIE WANDERUNG DIESES ELEMENTS IM BODEN UNTER EINFLUSS DER AUSLAUGUNG

Der französische Rinderbestand restituiert hauptsächlich durch den Urin direk an den Weidenboden bedeutende Mengen von Kalium, die auf 250 000 tonnen K_2O geschätzt werden : Die Verteilung der K-Ionen, die von dieser lokalen Düngung herrühren, wurde im Bodenprofil bei normaler Auslaugung (Niederschläge) und bei beschleunigter Auslaugung untersucht. Die Versuche wurden auf zwei sauren Böden auf Bergwiesen (Auvergne) durchgeführt.

Folgende Schlussfolgerungen sind gezogen worden :

1. Die K-Adsorption durch die sauren Böden wird durch das Vorhandensein des Bikarbonatanions im Urin begünstigt.
2. Die Auslaugung bewirkt die Wanderung einer begranzten Menge von K : die vertikalen und die radialen Komponenten dieser Wanderung hängen vom Auslaugungsregime ab.
3. Da die Wurzeldichte oberflächlich war (hauptsächlich Gräser), musste das auf Tiefen von über 30 cm angetroffene K als für die Vegetation verloren angesehen werden.
4. Unter diesen Versuchsbedingungen war den Bruchteil des aufgebrachten K, der zwischen 0, und 30 cm angetroffen wurde (« nützliche Fraktion »), von der Grössenordnung 50 p. 100.

Eine langfristige Bilanz würde eine bessere Definition der « nützlichen Fraktion » dieser natüslichen Düngung ermöglichen.

РЕЗЮМЕ

Натуральная реституция калия с мочой рогатого скота. — Миграция этого элемента в почве под влиянием вымывания.

Ж. П. АНДРЕ.

Рогатый скот во Франции прямо возвращает в почвы пастбищ, главным образом с мочой, очень крупные количества калия, оценивающиеся в 250 000 тонн K_2O.

Распределение ионов калия этого локализованного удобрения по профилю почвы изучалось на местах во время нормального (осадки), или ускоренного вымывания. Опыты проводились на двух кислых почвах Оверни.

Изучение это приводит к следующим выводам :

1) Поглощение калия кислыми почвами облегчается в присутствии аниона бикарбоната, когда этот последний находится в моче;

2) Оба испытанные рода вымывания вызывают миграцию ограниченных количеств калия : вертикальные и радикальные компоненты этой миграции зависят от режима вымывания;

3) Ввиду того что густота корней была поверхностной (преобладание злаковых), калий найденный на глубине превышающей 30 см рассматривался как потерянный для растительности;

4) В условиях данного опыта фракция внесенного калия, найденная на глубине от 0 до 30 см (« полезная фракция ») равнялась приблизительно 50 %. Подведение баланса по истечении более долгого срока может позволить уточнить « полезную фракцию » этого натурального удобрения.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

PETERSEN R. G., LUCAS H. L., WOODHOUSE W. W., 1956. The distribution of excreta by freely grazing cattle and its effect on pasture fertility. *Agron. J.*, **48**, 440-449.

CORNELIUS Ch. E., KANEKO G. J., 1963. *Clinical biochemistry of domestic animals*. Acad. Press.

LARVOR P., et BROCHART M., 1959. Le rythme nycthéméral de la concentration en minéraux de l'urine et des fécès chez les bovins. *Ann. Zootechn.* **1**., 57-80.

ANDRÉ J. P., 1970. Étude expérimentale de la rétention par un sol calcaire, soumis à un lessivage intense, de doses massives de potassium. *Ann. agron.*, **21** (2), 211-228.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 439-463.

ÉTUDE DE LA VALEUR FERTILISANTE AZOTÉE DU LISIER DE BOVINS SUR UNE PRAIRIE DES MONTS D'AUVERGNE. ÉVOLUTION BOTANIQUE DE LA PRAIRIE

J. BLANCHON*, R. BURBAU**, L. GACHON
et F. de MONTARD
avec la collaboration technique de M. GERBE***

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches de Clermont-Ferrand, I. N. R. A.,
12, Avenue de l'Agriculture,
63100 Clermont-Ferrand

* *Lycée agricole de Marmilhat (Puy-de-Dôme),*

** *Syndicat Professionnel des Industries des Engrais Azotés,*

*** *du C. F. P. A. de Rochefort Montagne, de 1967 à 1970*

RÉSUMÉ

Les actions comparées ou simultanées d'un lisier de bovins (lisier entier et légèrement dilué à 10,6 p. 100 de MS) et de doses croissantes d'azote minéral (ammonitrate), ont été étudiées pendant 4 ans sur une prairie permanente des Monts d'Auvergne. Le dispositif, établi en split-plot, comportait deux traitements principaux (lisier = 0 et 40 t/ha) et quatre traitements subsidiaires (0-25-50 et 75 kg N/ha de l'ammonitrate).

Les résultats de la 1re récolte ont montré que la valeur fertilisante du lisier comparée à l'action de la fumure ammoniaco-nitrique appliquée seule est en moyenne équivalente à 60 kg N minéral/ha, c'est-à-dire à une quantité sensiblement égale à l'azote ammoniacal contenu dans le lisier. Toutefois, en l'absence d'apport minéral ou en présence d'un complément minéral de 50 kg/ha, l'équivalent du lisier n'est plus que 35 à 50 kg N/ha en raison de l'effet dépressif de l'azote du lisier et de l'engrais sur les légumineuses.

L'efficacité des doses croissantes d'azote minéral diminue moins rapidement en présence qu'en l'absence du lisier qui jouerait un rôle d'alcalinisant. Le kg d'azote minéral produit 30 kg de foin jusqu'à 50 N/ha, 14 kg entre 50 et 100 N/ha et 12 entre 100 et 150 N/ha.

Le lisier n'a pas d'effet sur les rendements de la 2e et de la 3e récolte. Le kg d'azote minéral produit 13 kg de foin à la 2e récolte et 9 kg de foin à la troisième, jusqu'à la dose 75 N/ha.

Les productions moyennes annuelles se situent entre 80 q/ha de foin à 15 p. 100 d'eau sans azote et sans lisier, et 130 q/ha sur les parcelles recevant 225 à 300 unités d'azote du nitrate d'ammonium par ha et 40 t/ha de lisier.

L'infestation par les ombellifères et autres plantes de faible valeur fourragère est relativement lente et se manifeste surtout sur les parcelles recevant à la fois du lisier et une forte dose d'azote ; elle peut être enrayée en combinant la fauche, avant la formation des graines, et la pâture rationnée, au démarrage de la végétation ou en milieu d'été.

I. — INTRODUCTION

D'après FRISON (1967), le lisier est le mélange des déjections solides et liquides d'un animal en proportions naturelles ; ce mélange fermente très rapidement puisque la fermentation du produit frais démarre normalement en moins de deux jours. Le lisier testé dans l'expérience rapportée dans ce mémoire est un lisier de bovins complet et fermenté, obtenu sous caillebotis, et légèrement dilué (matière sèche : 106 p. 1 000).

Le lisier « naturel » peut subir diverses modifications qui ont conduit FRISON à distinguer :

— le « lisier liquide » qui contient 20 p. 100 d'eau environ, et qui est obtenu dans le système à écoulement discontinu, avec lavage des grilles ;

— le « lisier dilué » qui reçoit une proportion variable d'eau, généralement supérieure à 100 p. 100 au moment de l'épandage pour faciliter la circulation dans les conduites et pour mieux retenir l'ammoniaque en solution ;

— le « lisier pâteux » qui a perdu au contraire une partie de sa fraction liquide par écoulement et qui peut même devenir un « lisier sec » par évaporation.

Selon HERRIOT (1967), « l'urine contient la majeure partie de l'azote et du potassium rejetés par l'animal, le phosphore étant surtout contenu dans les fèces ; l'azote et le phosphore des fèces sont relativement non disponibles pour les plantes à court terme tandis que l'urine a une concentration élevée en azote et potassium directement utilisables ».

La composition du lisier varie avec de nombreux facteurs, nourriture de l'animal, additifs, état de fermentation, hétérogénéité du produit ; les chiffres moyens donnés par différents auteurs se rapprochent sensiblement de ceux-ci cités par FRISON (1967) :

		Quantité (kg/j)	En gramme par kg de matière brute							
			MS	N total	Nam	P_2O_5	K_2O	CaO	MgO	pH
Bovin (600 kg)	urine	15	70	7	0,7	0,05	15	0,05	0,8	8,0
	bouse	30	170	4	0,4	3,0	2	6	2	6,0
	lisier complet frais	45	140	5	0,5	2	6	4	1,6	6,7

De nombreux auteurs ont mis en évidence les gains de production fourragère obtenus par l'épandage du lisier de bovins sur les prairies. COLLIER et GACHON (1957) ont étudié l'effet des lisiers sur les prairies des Monts d'Auvergne, en particulier à Vernines (altitude 1 050 m), dans le Puy de Dôme, à proximité du lieu d'expérience : ils observent que l'épandage annuel de 20 t de lisier/ha dosant : eau = 840 p. 1 000, azote total = 3,5 p. 1 000, P_2O_5 = 2,1 p. 1 000, K_2O = 4,7 p. 1 000, CaO = 3,9 p. 1 000 et MgO = 1,6 p. 1 000 (teneurs proches de la moyenne citée par FRISON), permet de maintenir les rendements de la première coupe aux environs de 50 q/ha de

foin (à 15 p. 100 d'eau) ; sur les parcelles qui ne reçoivent plus aucun amendement ni fertilisation, le rendement de la première coupe chute de 46 à 24 q/ha en quatre ans, tandis que les parcelles recevant en plus des 20 t/ha de lisier une fertilisation complète apportant respectivement 40-100-100 kg/ha/an de N, P_2O_5 et K_2O, ont des rendements moyens de 60 q/ha.

La valeur fertilisante de l'azote du lisier dépend de la part assimilable par la végétation ; pour HERRIOT (1967), l'azote total du lisier représente une efficacité à court terme comprise entre 50 et 70 p. 100 de celle d'un engrais azoté minéral.

Le dosage de l'azote ammoniacal est le test proposé par plusieurs auteurs pour estimer cette assimilabilité ; ainsi, pour GISIGER (1967), « l'efficacité de l'azote ammoniacal est de 90 à 100 p. 100 tandis que le reste de l'azote de lisier ne représente qu'environ 30 p. 100 de l'efficacité de l'azote nitrique ; de ce fait, l'efficacité relative de l'azote total du lisier par rapport à l'azote du nitrate d'ammonium serait de 55 p. 100 pour les lisiers d'hiver et 62 p. 100 pour les lisiers d'été ».

II. — SITUATION DE LA PARCELLE EXPÉRIMENTALE

1. — *Sol et climat* (tabl. 3 et 4, p. 445)

La parcelle expérimentale est située à Rochefort Montagne (Puy-de-Dôme).

La région de Rochefort Montagne se compose d'un plateau de laves essentiellement basaltiques à la périphérie septentrionale du Massif des Monts Dore, dont l'altitude s'abaisse progressivement de 1 000 m au sud à 700 m au nord. L'érosion y a creusé des vallées aux flancs assez abrupts où affleure très souvent le socle cristallin ; la nature des sols est ainsi variable suivant la topographie. Les sols d'origine basaltique présentent d'une manière générale une bonne fertilité comparée à celle des sols d'origine granitique. Le champ d'essai est situé à l'altitude de 850 m sur le plateau basaltique. Le sol, profond de 0,60 m en moyenne, est un sol brun sur basalte qui a pour caractéristique particulière une teneur en argile assez élevée, surtout dans l'horizon superficiel. Cet horizon présente des racines gainées d'oxydes de fer, signe d'asphyxie temporaire, tandis que le reste du profil parait sain.

Du point de vue chimique, le sol est acide (pH 5,9-6,0) sans excès et présente une bonne activité biologique pour un sol de prairie d'altitude :

— horizon 0 à 5 cm : rapport C/N = 10,5 et taux de matière organique = 9,4 %
— horizon 5 à 30 cm : rapport C/N = 9,2 et taux de matière organique = 3,5 %.

A cette bonne activité biologique correspond un horizon superficiel (0 à 5 cm) très bien pourvu en éléments nutritifs, et des horizons 5-30 et 30-60 bien pourvus en P, Ca et Mg.

Les teneurs des éléments Ca, Mg et K augmentent au niveau du matériau d'altération (horizon C) qui n'est pas exploité par les racines.

Description et analyse du sol.

Profil

A 11, 0-5 cm : Texture = argile sablo-limoneuse ; structure grumeleuse, mais plus ou moins tassée. Racines très nombreuses, manchons de couleur rouille fréquents autour des racines. Couleur : brun à brun foncé 10 YR 4/3.

A 12, 5-30 cm : Texture = argilo sablo-limoneuse ; structure polyédrique fine. Racines nombreuses et saines ; aucune trace d'hydromorphie apparente. Cailloux nombreux : 17 p. 100 d'éléments supérieurs à 2 mm. Couleur brun à brun jaunâtre 10 YR 5/4.

B, 30 à 60 cm : Texture = argilo-sablo-limoneuse ; structure polyédrique grossière ; polyèdres avec facettes argileuses gris brun ; trous de vers garnis de la même façon. Racines rares. 12 p. 100 d'éléments supérieurs à 2 mm.
Couleur : brun à brun pâle 10 YR 6-5/3.

C, 60 à 90 cm : Horizon compact d'altération de la roche mère, se débitant en écailles horizontales ; nombreux cailloux altérés ; grains noirs de basalte. Facettes argileuses et quelques gros trous de vers de terre.

Caractères physiques et chimiques.

Profondeur	0-5 cm	5-30	30-60	60-70
Argile (‰)	295	246	194	225
Limon (‰)	255	244	233	298
Sables 20 à 50 µ (‰)	142	135	127	117
— 50 à 200 µ (‰)	103	91	116	97
— 200 à 2 000 µ (‰)	205	284	330	263
Matières organiques (‰)	94	35	11	4,3
C (‰)	55	20,5	6	2,5
N (‰)	5,2	2,2	0,7	0,4
C/N	10,5	9,2	8,7	6,5
pH eau	5,9	5,9	6,0	6,4
Capacité d'échange (me/100 g)	24,7	16,8	16,1	18,0
Ca (me/100 g)	14,7	8,7	8,4	10,6
Mg (me/100 g)	4,13	3,90	5,36	6,75
K (me/100 g)	1,33	0,17	0,14	0,46
P_2O_5 citrique (‰) (Dyer)	0,50	0,63	0,47	0,23

Densités apparentes : de 0 à 10 cm : 0,7 ; de 10 à 20 cm : 1,0

La pluviométrie annuelle de l'ordre de 1 100 mm est bien répartie au long de l'année ; la pluviométrie moyenne mensuelle la plus faible est celle de juillet avec 86 mm. Les températures sont favorables à l'activité de la végétation du 15 avril au 30 octobre (températures moyennes mensuelles supérieures à 6°C), mais la croissance de l'herbe est freinée en avril-mai par la fréquence de gelées et en septembre-octobre par les gelées et le racourcissement des jours. La neige tombe par intermittence de novembre à mars ; la couverture du sol est variable selon l'année et instable au cours de la saison.

2. — *Les productions végétales*

Les conditions climatiques ne sont guère favorables à d'autres productions que l'herbe ; la vocation exclusivement herbagère de la région est très affirmée. La pluviométrie bien répartie durant la saison de végétation, l'humidité élevée de l'air, les températures estivales modérées sont favorables à la croissance de l'herbe. D'après COLLIER et GACHON (1957), la productivité moyenne annuelle se situe entre 50 et 80 q/ha de foin dont les 2/3 ou les 3/4 sont fournis par la coupe principale lorsque le lisier constitue la base essentielle de la fertilisation.

3. — *La production du lisier*

La surface toujours en herbe occupe actuellement 91 p. 100 de la SAU des Monts d'Auvergne ; le manque de paille disponible fait que les déjections animales produites à l'étable sont, pour la plupart des exploitations, recueillies et stockées sous forme de lisier. En prenant pour base de calcul, une production de 45 kg/j/UGB de lisier frais, une durée de stabulation hivernale de six mois et une densité de 1 UGB/ha de STH (elle dépasse 1,5 UGB sur les meilleures exploitations), on atteint une production de 8 t de lisier par ha et par an.

Dans les anciennes étables, le lisier était collecté chaque jour auprès des animaux, chargé et épandu le jour même, autant que le permettait l'état des chemins et des parcelles. Il s'agissait

dans ces conditions de collecte d'un lisier pâteux. Afin de réaliser des économies de main d'œuvre sur les travaux journaliers de nettoyage de l'étable, on a vu se développer des bâtiments d'un type nouveau, tel que les étables à stalle courte avec caniveau à lisier débouchant dans une fosse, ou les étables à stabulation libre sur caillebotis recouvrant la fosse de stockage. Le lisier de notre essai provient d'une étable de ce dernier type.

Du fait des contraintes climatiques (chemins enneigés peu praticables), de l'éloignement des parcelles et de la topographie accidentée, l'apport du lisier est souvent localisé sur les parcelles proches de l'étable. C'est pourquoi des doses de 40 t/ha/an de lisier ont été appliquées dans l'essai (lisier légèrement dilué contenant 75 p. 100 de lisier complet ; soit une application équivalent à 30 t/ha de lisier complet non dilué).

4. — *Protocole de l'essai*

Il nous a paru nécessaire, bien que de nombreux travaux aient été effectués sur le rôle fertilisant du lisier tant à l'étranger qu'en France, de tester non plus l'action globale du lisier, mais l'effet de l'azote du lisier relativement à celui du nitrate d'ammonium.

Le protocole, établi sur des parcelles recevant une fumure phosphopotassique uniforme apportant chaque année 100 kg de P_2O_5 et 100 kg de K_2O par ha, comprend quatre doses croissantes d'ammonitrate, soit, respectivement 0-50-100 ou 150 kg d'azote/ha appliquées à la sortie de l'hiver et 0-25-50 ou 75 kg d'azote/ha épandues après la première coupe.

Ces traitements sont réalisés d'une part, sur des parcelles n'ayant pas reçu de lisier, d'autre part, sur des parcelles en ayant reçu en hiver une dose de 40 t/ha (lisier de bovins relativement dilué contenant 75 p. 100 de lisier complet et 25 p. 100 d'eau additionnelle, soit l'équivalent de 30 t/ha de lisier complet).

Le dispositif choisi a été établi en split-plot, les traitements principaux étant la présence ou l'absence de lisier, les sous-traitements les doses d'azote.

Les blocs ont été répétés quatre fois, l'essai compte donc au total 32 parcelles élémentaires. Le lisier est épandu grâce à un jet monté sur une pompe à dépression ; l'azote est épandu manuellement.

Les deux premières récoltes sont effectuées à la motofaucheuse, la troisième est simplement pâturée en arrière saison.

Le protocole a été modifié à la fin de l'année 1967. En effet, il est bien connu, et une analyse du lisier de bovins épandu l'a confirmé, que le lisier est pauvre en P_2O_5.

Analyse du lisier (fin 1967)

	P. 1 000 de mat. brute	P. 1 000 de MS
Matière sèche	106	—
pH	(= 8,1)	—
Azote total	3,8	36
Azote ammoniacal	1,52	14,3
Phosphore (P_2O_5)	0,92	8,7
Potasse (K_2O)	3,4	32

Il a alors été décidé :

— sur les parcelles ne recevant pas de lisier, d'apporter 150 kg/ha de P_2O_5 et 150 kg/ha de K_2O ;
— sur les parcelles recevant du lisier, d'apporter 100 kg/ha de P_2O_5, ce qui rééquilibre à peu près sur chaque traitement les quantités de P_2O_5 et K_2O apportées [1].

Il convient de souligner qu'on s'éloigne ainsi des conditions de la pratique courante où, la seule fumure minérale fréquemment apportée étant constituée de scories, les doses sont loin d'être aussi importantes. Cet essai tend donc à masquer en partie les effets néfastes du lisier pur,

[1] Ces doses sont suffisantes pour compenser les exportations de P_2O_5, mais non celles de K_2O (voir annexe 1).

par exemple, son action sur la flore, P_2O_5 étant considéré comme un élément favorisant les légumineuses.

Enfin, à partir de 1970, un troisième épandage d'azote, égal au second, a été effectué après la deuxième coupe, la repousse d'arrière saison étant contrôlée par fauche et non plus pâturée.

Le tableau 1 donne les dates des principales interventions.

TABLEAU 1

Dates des principales interventions

	Récolte				
	1967	1968	1969	1970	1971
Apport de P_2O_5 et K_2O	11-12-66	26-03-68	15-11-68	15-02-70	17-03-71
Apport du lisier	15-02-67	15-03-68	23-11-68	9-01-70	24-03-71
1er apport d'azote	18-04-67	28-03-68	4-04-69	27-03-70	5-04-71
1re coupe	7-06-67	4-06-68	3-06-69	11-06-70	8-06-71
2e apport d'azote	13-06-67	8-06-68	7-06-69	23-06-70	18-06-71
2e coupe.....	25-08-67	20-08-68	8-08-69	20-08-70	10-08-71
3e apport d'azote				1-09-70	17-08-71
3e coupe.....				15-10-70	8-10-71

En 1967, P_2O_5 venait des hyperphosphates, dans les années suivantes, des scories. K_2O avait pour origine le chlorure de potassium.

La variabilité des dates des apports de lisier, de P et de K s'explique par les difficultés dues à l'enneigement. La première coupe a été faite autant que possible dans la première semaine de juin, sans tenir compte des difficultés météorologiques (récolte pour l'ensilage).

III. — RÉSULTATS ET DISCUSSION

1. — *Rendements de la récolte de 1er cycle* (tabl. 2)

Les rendements obtenus en première coupe varient sous l'influence du climat de l'année et des traitements appliqués ; les différences de rendement entre années sont hautement significatives de même que les différences entre doses d'azote et celles entre doses de lisier sont significatives ; les interactions « année × dose d'azote » « année × dose de lisier » et « dose d'azote × dose de lisier » sont respectivement, hautement significatives, significatives et significatives.

Dans ce contexte, on ne peut se contenter d'exprimer seulement les effets moyens des traitements, d'autant moins que la série porte sur quatre années d'observation seulement.

a) *Incidence des conditions climatiques.*

— *Rendements moyens de l'essai par année.*

Les deux éléments enregistrés (tabl. 3 et 4), pluviométrie (poste météorologique de Rochefort Montagne) et température (poste météorologique de Gelles situé à

TABLEAU 2

1er cycle. Productions de foin en q/ha (à 15 p. 100 d'eau)

Traitements		Année					
		1967	1968	1969	1970	1971 (1)	Moyenne
Avec lisier	0	50,1	37,4	60,3	87,7	—	58,9
	50	63,2	47,8	78,6	88,0	—	69,4
	100	69,9	64,8	80,3	97,0	—	78,0
	150	82,4	63,9	82,6	110,4	—	84,8
Sans lisier	0	39,8	39,5	45,4	56,3	—	45,2
	50	53,9	54,2	71,3	80,6	—	65,0
	100	59,3	54,3	75,8	93,0	—	70,6
	150	62,1	57,9	74,9	108,1	—	75,8
Moyenne		60,1	52,5	71,2	90,1	68,7	

(1) 1re coupe 1971 : Rendement moyen seulement, en raison d'erreurs dans la distribution des doses d'azote.

TABLEAU 3

Pluviométries mensuelles et annuelles (en mm d'eau) *à Rochefort Montagne*

	J	F	M	A	M	J	J	A	A	O	N	D	Année
1967	66,8	114,4	112,7	24,3	149,7	98,7	54,5	156,4	99,2	116,1	188,0	134,7	1 315,5
1968	216,0	98,4	66,7	79,4	253,3	85,0	135,8	174,9	189,6	58,6	56,8	184,5	1 599,0
1969	93,0	96,0	100,0	126,0	198,0	122,0	111,0	109,0	143,0	19,0	188,0	120,0	1 425,0
1970	98,0	294,4	113,4	155,9	85,0	167,8	61,6	118,3	71,4	101,0	130,5	67,8	1 465,1
1971	213,0	72,1	128,5	91,8	84,4	128,4	118,8	183,1	62,0	26,9	160,1	34,0	1 303,4

TABLEAU 4

Températures moyennes mensuelles et annuelles (°C) *à Gelles*

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Année
1967	0,2	2,1	3,4	4,5	9,0	11,4	16,5	14,1	11,8	11,0	4,6	— 1,8	7,2
1968	0,0	0,9	2,6	6,4	8,1	11,9	13,9	13,1	11,1	10,7	4,1	0,6	7,0
1969	0,9	— 1,8	3,8	6,2	10,4	10,6	15,6	14,2	12,1	11,1	2,9	— 3,1	6,9
1970	1,7	0,7	0,2	4,2	9,4	14,3	16,2	15,7	13,1	7,2	5,4	— 1,1	7,3
1971	— 1,7	— 2,1	— 3,0	7,5	9,1	10,7	16,0	15,0	11,0	8,1	0,8	1,9	6,1

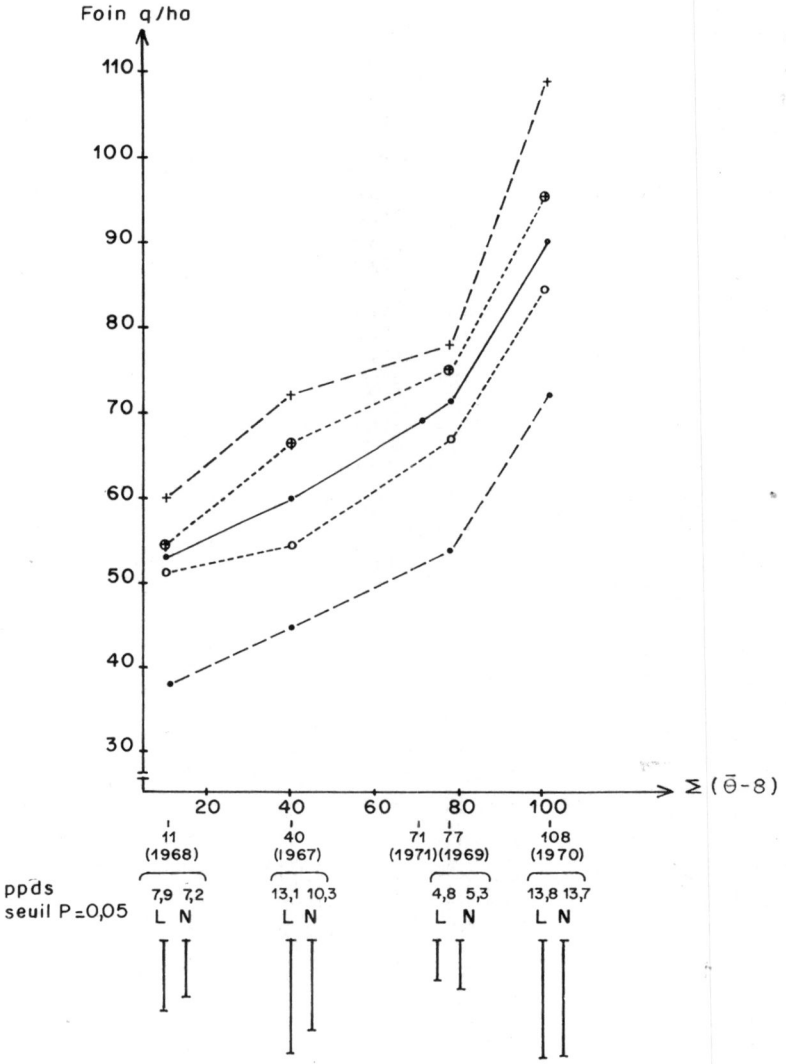


FIG. 1. — *Influence du facteur température sur la production de la première coupe*

Moyenne

Azote 150 kg/ha
Sans azote
} Doses de lisier confondues

Lisier 40 t/ha
Sans lisier
} Doses d'azote confondues

10 km de Rochefort, sensiblement à la même altitude), ont des incidences diverses sur les rendements moyens.

La pluviométrie élevée et bien répartie dans le temps est favorable en fournissant aux plantes une quantité suffisante d'eau.

Des températures trop faibles freinent la croissance végétale et la minéralisation de l'azote organique.

Les différences de production entre années sont en relation avec le facteur température d'une manière fort nette (fig. 1). La somme des températures moyennes journalières supérieures à 8°C s'est révélée être le meilleur critère pour exprimer cette relation.

La production de la première coupe augmente avec la somme des températures et son accroissement est plus rapide que celui de cette somme (courbe concave). Ceci établit bien le caractère limitant de la température sur la croissance à cette période du printemps.

— *Productivité de l'azote de l'engrais.*

Les écarts relevés chaque année entre deux doses successives sont rarement significatifs en raison de la faible précision de ce type d'essai sur prairie permanente.

La figure 1 met en évidence que la productivité de l'azote dans l'intervalle 0-150 (doses de lisier confondues) augmente aussi en même temps que la somme des températures. La productivité la plus basse, 15,1 kg de foin par kg d'azote épandu, est obtenue en 1968 au cours d'un printemps froid peu favorable à une croissance active ; la productivité la meilleure 24,5 est obtenue en 1970 à la faveur d'un printemps doux, très favorable à la pousse ; en 1967 et 1969, la productivité (17,6 et 17,9) est en position intermédiaire.

— *Productivité de l'azote du lisier.*

La faible précision de l'essai ne permet pas de dégager une vue claire. L'effet du lisier est presque nul en 1968, l'année la plus froide. Il atteint le seuil de signification à $P = 0{,}05$, seulement en 1969, en raison de la meilleure précision de l'essai. De plus, les pertes d'éléments du lisier par entrainement vertical ou latéral dans le sol et par le ruissellement sont plausibles (l'entrainement latéral a été constaté une fois), mais elles n'ont pu être mises en évidence ici pour expliquer sa plus ou moins grande efficacité.

Finalement, les difficultés propres à ce type d'essai, liées aux hétérogénéités de la prairie, du lisier et de sa répartition, ne permettent pas une analyse poussée de l'effet des deux facteurs étudiés et de leurs interactions année par année : l'étude de leur effet moyen sur 4 ans est souhaitable pour nous donner une idée plus précise de leur action.

b) *Effets moyens du lisier et de l'engrais minéral azoté ; étude de l'interaction des deux facteurs. Rôle des légumineuses.*

L'influence des traitements est mentionnée dans le tableau 5.

L'effet du lisier est significatif ; celui de l'azote minéral est hautement significatif, et les deux actions sont positives. L'interaction des deux facteurs est négative et significative au seuil $P = 0{,}05$; nous avons donc calculé deux fonctions de production de l'azote, en présence et en l'absence de lisier.

TABLEAU 5

Première coupe
Rendements moyens sur 4 ans (en q/ha de foin à 15 p. 100 d'eau)

Traitements		Sans lisier	Avec 40 t/ha/an	Effet azote	
Azote kg/ha	0	45,2	58,9	52,1	p.p.d.s { 3,0 q/ha pour P = 0,05 ; 4,3 q/ha pour P = 0,01 ; CV = 11,5 p. 100
	50	65,0	69,4	67,2	
	100	70,6	78,0	74,3	
	150	75,8	84,8	80,3	
Effet lisier		64,1	72,8		

p.p.d.s. : 7,5 q/ha pour P = 0,05
CV = 9,7 p. 100

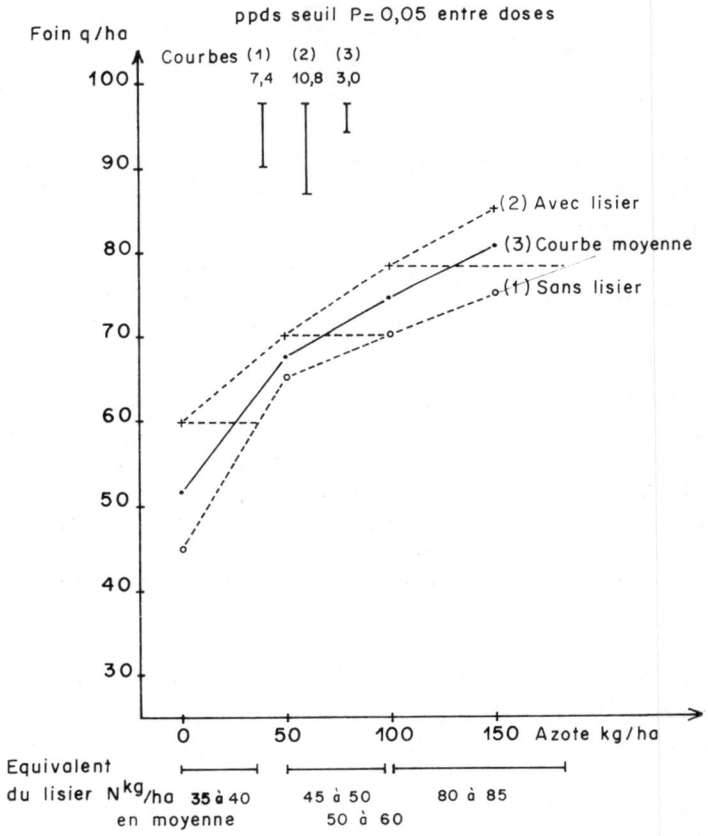


FIG. 2. — *Courbes des rendements observés en fonction de la dose d'azote* (première coupe)

Le rendement y, exprimé en q/ha de foin à 15 p. 100 d'eau, est fonction de x, la dose d'azote (en kg/ha) :

en l'absence de lisier, $y = 45{,}9 + 0{,}413\,x - 0{,}001\,46\,x^2$ (1) CV = 6,8 p. 100

avec apport de lisier, $y = 59{,}7 + 0{,}173\,x$ (2) CV = 10,6 p. 100

La faible précision de l'essai nous incite à la prudence dans l'interprétation de ces fonctions ; aussi, nous calculons la productivité du lisier et de l'azote d'après les valeurs observées (fig. 2).

— *Productivité de l'azote.*

L'effet de la dose d'azote dépend de la dose de lisier (interaction significative).

La productivité de l'azote entre 0 et 150 kg/ha est de 17,3 kg de foin par kg d'azote apporté en présence de lisier et de 19,4 en son absence. L'interaction « lisier × dose d'azote » étant négative et significative, on doit tenir compte de cette légère diminution d'efficacité de l'azote minéral en présence de lisier.

En l'absence de lisier, le terme quadratique significatif que nous avons calculé plus haut, indique une baisse de productivité de l'azote avec l'augmentation des doses :

intervalle	0-50	39,6 kg de foin/kg d'azote
	50-100	11,2 kg de foin/kg d'azote
	100-150	10,4 kg de foin/kg d'azote

En présence de lisier, l'imprécision des mesures est plus grande ; la productivité de l'azote diminue avec les doses croissantes, mais il s'agit seulement d'une tendance non significative :

intervalle	0-50	21,0 kg de foin/kg d'azote
	50-100	17,2 kg de foin/kg d'azote
	100-150	13,6 kg de foin/kg d'azote

— *Productivité du lisier.*

Dans les conditions de l'essai où intervient une fertilisation potassique sur les parcelles sans lisier, l'effet du lisier comme fertilisant potassique est masqué et seule est mise en évidence sa valeur comme fertilisant azoté.

Le lisier utilisé en 1967 dosait 3,8 g/kg d'azote total et 1,52 g/kg d'azote ammoniacal : si on rapporte ces valeurs aux productions obtenues en 1967, les 150 kg d'azote total du lisier, dont 60 kg (40 p. 100) sous forme ammoniacale, ont fourni une production équivalente à un apport de 35 kg d'azote du nitrate d'ammonium (efficacité globale de N = 23 p. 100 ; efficacité de N minéral = 60 p. 100). Les conditions d'alimentation du troupeau et la méthode de stockage du lisier n'ayant pas changé au cours de l'expérience, on peut admettre des apports annuels d'azote sensiblement constants et égaux à ceux de 1967, soit 150 kg/ha/an, dont 60 kg environ sous forme ammoniacale.

L'effet du lisier (moyenne sur 4 ans) se manifeste sur les rendements et sur l'abondance des légumineuses, et dépend de la dose d'azote appliquée au printemps (tabl. 6).

TABLEAU 6

Effets du lisier sur les rendements de la 1re récolte et sur l'évolution de la flore (légumineuses)

Dose d'azote (kg/ha)	0	50	100	150
Gains de rendement dus au lisier (1re coupe) (q/ha)	13,7	4,4	7,4	9,0
Productivité du kg d'azote ammoniacal du lisier (kg/kg d'azote)	22,7	7,3	12,3	15,0
Équivalent du lisier (N kg/ha) (apport supplémentaire pour obtenir les mêmes gains)	35 à 40	45 à 50	80 à 85	
Volume apparent des légumineuses (%) (observé en juillet 1970)				
sans lisier	27,9	21,8	10,4	2,4
avec lisier	24,4	8,1	5,4	1,9
différence	3,5	13,7	5,0	0,5

Nous constatons une assez forte analogie entre l'action de l'azote minéral de l'engrais et celle du lisier (en faisant abstraction des formes autres qu'ammoniacale de l'azote du lisier) :

Productivité de l'azote en kg de foin/kg	Diminution de la contribution des légumineuses dans l'intervalle
Azote de l'engrais (intervalle 0-50) P = 39,6	6,1
Azote ammoniacal du lisier en l'absence de N minéral (intervalle théorique 0-60) P = 22,7	3,5
Azote de l'engrais (intervalle 50-100) P = 11,2	11,4
Azote ammoniacal du lisier en présence de 50 N (intervalle théorique 50-110) P = 7,3	16,3
Azote de l'engrais (intervalle 100-150) P = 10,4	8,0
Azote ammoniacal du lisier en présence de 100 N (intervalle théorique 100-160) P = 12,3	2,7
Azote de l'engrais (intervalle 150-200) P inconnue < 10,4	—
Azote ammoniacal du lisier en présence de 150 N (intervalle théorique 150-210) P = 15,0	3,5

D'après GISIGER, « en général, l'efficacité de l'azote ammoniacal est de 90 à 100 p. 100, tandis que le reste de l'azote ne présente qu'environ 30 p. 100 de l'efficacité de l'azote nitrique ».

Dans notre essai, l'efficacité relative de l'azote ammoniacal du lisier, par rapport à celle de l'azote de l'engrais minéral, semble croître avec la dose d'azote apportée en complément : sans azote, 58 p. 100 ; avec 50 N, 65 p. 100 ; avec 100 N, 118 p. 100 ; et avec 150 N, plus de 144 p. 100 (1) ; la faible précision de l'essai incite à la prudence

(1) La valeur fertilisante du lisier est donc équivalente à 35, 40, 70 et 85 kg d'azote minéral/ha selon la dose d'azote apportée en complément.

dans l'interprétation de cette progression de l'efficacité relative de l'azote du lisier avec la dose d'azote de l'engrais minéral ; toutefois le recul des légumineuses, la progression des graminées et l'activité croissante de la rhizosphère avec l'augmentation des doses d'azote rendent plausible une meilleure utilisation de l'azote du lisier. D'autre part, le pH du sol tend à baisser avec les doses croissantes d'azote du nitrate d'ammonium (tabl. 7), provoquant ainsi une diminution de la quantité d'azote fournie par minéralisation de la matière organique du sol. On peut penser que le lisier qui est alcalin, atténue cette baisse de l'activité biologique.

TABLEAU 7

Influence des apports de nitrate d'ammonium sur le pH du sol observé à Laqueuille (Puy-de-Dôme, altitude 1 050 m), *sur le même type de sol, après trois années de traitements différenciés*

Apport annuel d'azote (kg/ha/an)	pH
0	6,1
250	5,7
500	5,2

On peut admettre qu'une partie de l'azote du lisier épandu en hiver est perdue sous forme d'ammoniac gazeux ; une autre partie est assimilée au cours de la pousse printanière et le reste entre dans le stock d'humus. Mais il convient d'être prudent et de tenir compte des erreurs expérimentales : nous retiendrons que les 40 t/ha de lisier épandues en hiver, dans notre essai, agissent en moyenne comme un apport supplémentaire de 50 à 60 kg/ha d'azote minéral et que cette quantité correspond approximativement à la quantité d'azote ammoniacal qu'elles contiennent.

2. — *Rendements de la récolte de 2e cycle* (tabl.8)

a) *Incidence des conditions climatiques.*

Les différences de production obtenues en *deuxième récolte* entre les années dépendent de la durée de la période de repousse et des facteurs climatiques ; pour isoler l'influence de ces derniers, nous avons calculé les gains journaliers :

	1967	1968	1969	1970	1971
Gain en q/ha/j de foin à 15 p. 100 d'eau	0,42	0,42	0,38	0,42	0,58

Les quatre premières années, le gain journalier est remarquablement stable ; le gain exceptionnel obtenu en 1971 a été observé également dans d'autres essais et correspond à une conjoncture favorable, c'est à dire à une succession rapide de périodes ensoleillées et de périodes pluvieuses.

TABLEAU 8

Rendements de la 2e coupe (q/ha)

Traitements		1967	1968	1969	1970	1971	Moyenne
avec lisier	0	33,4	26,3	21,0	26,2	31,4	27,7
	25	33,5	32,0	25,5	27,1	34,0	30,4
	50	35,5	30,6	28,3	31,7	36,7	32,6
	75	38,4	33,0	30,6	36,2	40,5	35,7
sans lisier	0	29,3	28,6	21,9	22,4	39,4	28,3
	25	32,3	30,9	23,8	26,7	33,4	29,4
	50	31,5	36,1	23,3	29,0	37,8	31,5
	75	35,5	40,4	26,2	38,4	38,5	35,8

Les rendements plus bas, observés de 1967 à 1970, indiquent qu'un frein climatique a joué ; soit des périodes froides, soit des périodes de déficit relatif en eau facilement utilisable :

en 1967 : du 7-7 au 8-8, seulement 28 mm de précipitations ; températures favorables ; température moyenne journalière de la période $\bar{\theta} = 14{,}0°C$;

en 1968 : pas de déficit en eau ; été particulièrement frais, exceptionnel (tabl. 3) ; $\bar{\theta} = 12{,}7°C$;

en 1969 : du 24-6 au 26-7, seulement 24 mm de précipitations ; températures voisines de celles de 1971 ; $\bar{\theta} = 13{,}7°C$;

en 1970 : du 30-6 au 2-8 seulement 36 mm de précipitations ; été chaud ; $\bar{\theta} = 14{,}3°C$;

en 1971 : pas de déficit en eau ; juin frais, mais $\bar{\theta}$ mini $> 6{,}1°C$; juillet et août chauds ; $\bar{\theta} = 13{,}7°C$ pour la période.

b) *Productivité de l'azote et du lisier* (moyenne de 5 ans) (tabl. 9).

TABLEAU 9

Influence des traitements sur les rendements de la 2e récolte (q/ha)

Traitements	Sans lisier	Avec lisier	Effet azote
0	28,3	27,7	28,00
25	29,4	30,4	29,90
50	31,5	32,6	32,05
75	35,8	35,7	35,75
Effet lisier	31,25	31,60	

p.p.d.s. P 0,05 = 4,9
CV = 10,3 p. 100.

En deuxième coupe, on n'observe aucun effet résiduel du lisier apporté en hiver tandis que l'effet de l'engrais minéral azoté apporté après la première coupe (1) est significatif : la réponse aux doses croissantes d'azote est linéaire :

$$Y = 34{,}6 + 0{,}127\ X$$

où Y est le rendement en q/ha de foin à 15 p. 100 d'eau ;
X la dose d'azote en kg/ha d'azote du nitrate d'ammonium.

La productivité moyenne de l'azote est donc constante dans la gamme des doses utilisées, soit 12,7 kg de foin par kg d'azote minéral épandu.

3. — *Rendements de la récolte de 3e cycle* (tabl. 10)

La troisième pousse a été pâturée en 1967, 1968 et 1969, et récoltée en regain et mesurée seulement en 1970 et 1971 ; les rendements croissent significativement avec l'application d'azote ; les différences entre doses ne sont pas toutes significatives ; il n'a pas été calculé de fonction de production.

TABLEAU 10

Rendements de la 3e coupe (q/ha)

Traitements	Avec lisier			Sans lisier			Effet azote	
	1970	1971	Moy.	1970	1971	Moy.	S	
0	14,7	19,5	17,10	13,6	18,1	15,85	16,48	
25	18,0	18,5	18,25	17,0	21,5	19,25	18,75	p.p.d.s. = 3,5
50	19,9	18,5	19,20	20,9	21,0	20,95	20,08	P = 0,05
75	22,0	22,9	22,45	23,9	24,3	24,10	23,28	
Effet lisier NS			19,25			20,04		

La productivité moyenne de l'azote est constante dans la gamme des doses utilisées, soit 9 kg de foin par kg d'azote minéral épandu. Cette productivité, moindre qu'au 2e cycle, correspond au raccourcissement des jours et à des températures moins favorables.

IV. — CONCLUSION

Cet essai confirme :

— Les très fortes potentialités de production d'herbe des prairies des Monts Dore, puisque la possibilité de produire 10 t/ha de foin est facilement réalisable.

(1) En toute rigueur, c'est l'effet cumulé des apports antérieurs et du dernier apport d'azote.

— L'action bénéfique sur le rendement de l'apport du lisier, même si tout l'azote qu'il contient n'est pas utilisé.

— L'intérêt de la fumure azotée en première et en seconde coupe, largement valorisée dans la mesure où la technique de récolte et de conservation du fourrage est améliorée. Son intérêt est moins évident en troisième coupe, mais il faut tenir compte de la qualité élevée de cette herbe de fin d'été et de sa valeur stratégique dans le calendrier des besoins du troupeau.

L'étude des effets de l'azote et du lisier (1) pendant 4 ans a permis de mettre en évidence une interaction négative et significative des deux facteurs de production : engrais azoté minéral et lisier, sur les rendements à *la première récolte*, la plus importante quantitativement.

La productivité de l'azote, dans l'intervalle 0-150 kg/ha, est plus faible en présence de lisier qu'en son absence. La productivité de l'azote, dans les intervalles successifs 0-50, 50-100 et 100-150 kg/ha, diminue avec l'augmentation des doses, cette diminution est plus forte en l'absence d'un apport hivernal de lisier qu'en sa présence.

L'équivalent moyen du lisier exprimé en azote du nitrate d'ammonium est de 60 kg/ha. Cependant, dans la pratique agricole courante, il est préférable de considérer principalement l'intervalle 0-50 N ; dans cet intervalle, l'azote de l'engrais minéral a une productivité de 34 à 40 kg de foin/kg (2) ; le lisier sans apport d'azote minéral permet un gain de 1 380 kg de foin pour 40 t/ha épandues, soit l'équivalent de 34 à 41 unités d'azote minéral.

En deuxième et troisième coupe, on n'observe aucun effet résiduel du lisier apporté en hiver ; par contre, l'azote minéral apporté après chaque coupe a une productivité dans l'intervalle 0-50 kg/ha sans doute deux ou trois fois moins élevée qu'au premier cycle, mais reste intéressant lorsqu'on tient compte de la qualité des regains et de la place stratégique des pâtures d'arrière saison dans le calendrier fourrager.

Il ne faut pas perdre de vue que l'absence de fumure minérale potassique sur les parcelles recevant du lisier n'a pas provoqué de baisse de rendement et que l'emploi du lisier en épandage sur les prairies résout le problème de son évacuation ; la prairie joue un rôle remarquable d'épuration dans la mesure où les substances dissoutes s'infiltrent à travers le sol et sa rhizosphère.

V. — L'ÉVOLUTION DE LA VÉGÉTATION

1. — *Généralités*

La dégradation de la végétation prairiale sous l'effet des purinages et du lisier est largement connue (KLAPP, 1971). Dans les Monts volcaniques d'Auvergne, on observe couramment un envahissement par *Anthriscus sylvestris* et *Herachleum sphondylium* dans les prairies de fauche situées à proximité des bâtiments de ferme et qui reçoivent préférentiellement les lisiers.

(1) Malgré les forts coefficients de variation attachés à ce type d'essai, le sens de certains phénomènes apparaît ; il faut toutefois ne pas attacher une valeur absolue aux chiffres de productivité mais plutôt en retenir la valeur moyenne et le sens de variation sous l'effet des différentes combinaisons des deux facteurs.

(2) 34 = valeur ajustée (équation (1) p. 449) ;
40 = valeur mesurée.

SCHOLLORN (1967) observe une faible influence des apports de lisier sur la qualité de la flore ; il s'agit de la région du Wurtemberg, où les doses couramment pratiquées sont toujours élevées ; il classe les exploitations en quatre groupes selon l'apport de lisier et donne la composition botanique des prairies de chaque groupe (tabl. II).

TABLEAU II

Lisier et composition botanique d'après SCHOLLORN (1967)

Apport de lisier	43 t/ha/an	73 t/ha	102 t/ha	127 t/ha
Taux de dilution	2,9	3,3	3,5	4,4
Composition botanique :				
légumineuses (%)	18	21	21	21
graminées (%)	43	33	43	44
diverses (%)	39	36	36	35

Les plantes diverses occupent donc une place très large mais peu variable dans le cortège floristique ; sans doute, cet équilibre est atteint grâce à l'adoption du pâturage intensif pour lutter contre les ombellifères mais, d'après SCHOLLORN, dans le cas d'envahissement important par *Rumex obtusifolius*, seule la lutte chimique permet d'obtenir un succès.

La prolifération des ombellifères est souvent attribuée au déséquilibre de la fumure au lisier : l'enracinement pivotant et très puissant de ces plantes leur permettrait de compléter les éléments nutritifs déficients mieux que ne pourraient le faire les graminées ou les légumineuses. Toutefois, d'après BONNET-TESTE (1967), la complémentation de la fumure ne suffit pas à modiffer efficacement la flore de l'alpage de Seraussaix :

	Proportion de plantes diverses de faible valeur fourragère (%)	
	sans lisier	avec lisier
Témoin	16	16
P_2O_5 72 kg/ha des scories	11	13
P_2O_5 144 kg/ha des scories	8	16

Les possibilités de prolifération sont accrues par le fait de la forte production de graines fertiles par les ombellifères et du démarrage relativement lent de la repousse après une fauche trop tardive : dans les prairies des Monts Dore, les plantules d'ombellifères apparaissent parfois en grand nombre après la fenaison de certaines parcelles.

Un autre facteur largement reconnu est l'influence du piétinement par le bétail dans l'amélioration de la flore des prés de fauche : les tiges cassantes et les fragiles bourgeons des ombellifères les rendent particulièrement sensibles à l'écrasement.

D'autres phénomènes insuffisamment élucidés interviennent sans doute : notamment la résistance des graines de certaines espèces à un séjour dans le tube digestif des ruminants et dans le lisier, et la réponse de certaines plantes à des substances stimulantes contenues dans les déjections.

2. — *Méthode utilisée dans l'essai de Rochefort Montagne*

Une analyse de la composition botanique pondérale faite en juillet 1968 sur la repousse, avait montré un effet significatif de l'engrais azoté sur la contribution pondérale des différentes espèces ou catégories d'espèces :

Trifolium repens et *Trifolium pratense* diminuent fortement lorsqu'on passe de 0 à 75 N ou de 75 à 150 N ou 225 N annuels.

Alopecurus pratensis et *Poa trivialis* répondent positivement à l'action de l'azote.

L'action du lisier seul est faible et ne donne pas d'effet significatif. Le temps écoulé depuis le début de l'essai était insuffisant.

C'est pourquoi une deuxième analyse botanique, concernant le volume apparent des espèces, a été faite, à la même saison, deux ans plus tard, en juillet 1970 ; la méthode utilisée, plus simple que la précédente qui exigeait un tri complet des échantillons d'herbe, consiste à répartir six points entre les espèces rencontrées dans une poignée d'herbe en fonction de leur abondance, le total obtenu par une espèce dans l'ensemble des poignées observées est rapporté au total général ; on obtient ainsi la contribution spécifique.

3. — *Résultats*

Le tableau 12 donne les contributions volumiques en fonction des traitements, sur la base de 60 poignées analysées dans chaque traitement, et le tableau 13, les contributions par catégorie d'espèce.

a) *Caractéristiques de la prairie.*

L'humidité presque constante du milieu et une alimentation azotée assez élevée sont nettement affirmées par les dominances de *Poa trivialis* et *Alopecurus pratensis* et la présence de *Cardamine pratensis*.

L'humidité rend ce milieu relativement moins favorable à *Dactylis glomerata* et à *Trisetum flavescens* et nettement défavorable à *Arrhenatherum elatius*, *Poa pratensis* et *Festuca rubra*.

— La bonne alimentation azotée défavorise les espèces à faible développement *Agrostis tenuis* et *Anthoxanthum odoratum*.

— L'exposition générale de la zone aux vents du nord ouest et l'altitude sont peu favorables à *Holcus lanatus* sensible à l'enneigement.

— Le régime d'exploitation, par fauche, et le bon niveau d'alimentalion est défavorable à certaines espèces exigeantes en lumière : *Cynosurus cristatus*, *Lolium perenne* et *Trifolium repens* se maintiennent plus ou moins selon leurs possibilités de réponse à l'azote.

b) *Action de l'engrais azoté seul.*

L'action de l'engrais azoté sur la composition botanique est très forte et se manifeste clairement sur les graminées et les légumineuses. Avec les doses croissantes, les graminées augmentent progressivement de 52 à 83 p. 100 ; les légumineuses, surtout représentées par *Trifolium repens*, diminuent de 28 à 3 p. 100, quoique l'apport de 75 N par an, en deux épandages, les gênent peu.

TABLEAU 12. — *Rochefort Montagne, essai lisier × azote. Analyse botanique du 15 juillet 1970*
Contribution en volume des espèces (en p. 100)

Traitements	N 0		N 50 + 25		N 100 + 50		N 150 + 75		Effets des traitements			Noms français
	1	1 L	2	2 L	3	3 L	4	4 L	Dose d'azote	Lisier	Lisier × azote	
Lolium perenne	11,1	7,8	14,7	12,4	21,3	15,1	27,1	15,3	S		S	Ray grass anglais
Dactylis glomerata	1,8	4,9	3,6	3,7	2,7	1,1	0,8	3,4				Dactyle
Alopecurus pratensis	5,4	10,8	9,7	7,5	12,2	20,6	13,2	10,2	S			Vulpin des prés
Arrhenatherum elatius	0,3											Avoine élevée ou fromental
Holcus lanatus	3,6	9,6	2,2	4,9	5,2	4,0	5,5	3,1				Houlque laineuse
Poa trivialis	7,8	7,3	17,2	23,7	20,8	26,6	26,3	31,4	S			Paturin commun
Poa pratensis	0,3											Paturin des prés
Agrostis tenuis	6,3	4,6	5,2	3,7	2,2	3,4	3,6	1,4				Agrostide vulgaire
Cynosurus cristatus	11,4	1,7	5,2	5,5	2,7	0,0	2,1	0,6	S			Crételle
Anthoxanthum odoratum	3,0	3,8	2,2	0,5	2,7	1,7	1,3	1,1				Flouve odorante
Trisetum flavescens	1,2	1,7	4,1	1,1	0,3	2,5	3,3	0,8				Trisette ou avoine jaunâtre
Trifolium repens	25,8	24,2	21,1	7,7	8,8	5,1	2,4	1,9	S		S	Trèfle blanc
Trifolium pratense	1,8	0,2	0,5	—	1,3	0,3	—	—				Trèfle violet
Lathyrus pratensis	0,3	—	0,2	0,2	0,3	—	—	—				Gesce des prés
Medicago lupulina				0,2								Luzerne-minette
Plantago lanceolata	3,6	0,8	2,7	1,4	3,3	0,8	—	0,8				Plantain lancéolé
Taraxacum officinale	7,8	9,0	5,8	13,3	10,5	5,1	7,1	6,2				Pissenlit
Ranunculus acer			0,5				0,5	0,3				Renoncule âcre
Knautia arvense	1,2	1,1	1,1	3,1	1,1	0,6	1,0	2,5				Knautie
Rumex acetosa	2,4	5,2	1,9	6,3	2,2	2,8	2,4	7,9		S		Rumex oseille
Hypochaeris radicata	0,9				0,5							Porcelle
Carum carvi	1,5	—	1,3	0,2	0,5	—	—	0,6				Cumin des prés
Anthriscus sylvestris	0,6	0,8	—	3,1	0,3	8,8	1,9	9,6			S	Anthrisque
Heracleum sphondylium	1,2	4,6	—	0,2	—	0,8	0,8	2,5		PS		Grande berce
Leucanthenum chrysanthenum	0,3											Marguerite
Ajuga reptans		0,5										Bugle rampant
Veronica chamaedrys		0,2										Véronique petit chêne
Cerastium sp.				0,2								Céraiste
Cardamine pratensis					0,3							Cardamine des prés

Chez les graminées, *Poa trivialis* et *Lolium perenne* réagissent très positivement à l'azote surtout aux niveaux élevés (150 et 225 N/ha/an).

Alopecurus pratensis est favorisé par l'azote d'une façon moins importante.

Enfin *Cynosurus cristatus* subit un désavantage croissant avec la dose.

TABLEAU 13

Rochefort Montagne, essai lisier × azote. Analyse botanique du 15 juillet 1970
Contribution en volume des catégories d'espèces (en p. 100)

Traitements : Azote kg/ha / Lisier t/ha	N 0		N 50 + 25		N 100 + 50		N 150 + 75		Effets significatifs (1) au seuil 5 p. 100		
	0	40	0	40	0	40	0	40	Dose N	Lisier	Lisier × azote
Graminées	52	53	64	64	70	75	83	68	S		
Légumineuses	28	25	22	8	11	5	3	2	S		S
Diverses fourragères	12	10	9	15	14	6	7	7			
Diverses non fourragères	8	12	5	13	5	14	7	23		S	

(1) D'après FISCHER et YATES ; abaques sur la signification d'une proportion.

c) *L'action du lisier* n'est manifeste, toutes doses d'azote confondues, que sur la catégorie des plantes diverses non fourragères (ou médiocres fourragères) et, parmi elles, sur *Rumex acetosa, Anthriscus sylvestris, Herachleum sphondylium* ; la réponse d'*Anthriscus sylvestris*, plante exigeante en azote, n'est d'ailleurs importante qu'aux doses 150 et 225 N ; celle d'*Heracleum sphondylium* n'est significative qu'au seuil 10 p. 100.

d) *Interaction « lisier × azote »*.

L'action du lisier dans le salissement des prairies apparait donc ici surtout pour le fort niveau azoté (225 N). Pour le témoin et pour les doses annuelles 75 et 150 N, le salissement reste assez limité (12 à 14 p. 100), montrant ainsi qu'une première exploitation correcte, c'est-à-dire avant la venue à graines des plantes indésirables, favorise largement les légumineuses ou les graminées selon le niveau de la fumure azotée.

Parmi les autres espèces, on constate que la réaction à l'apport de lisier se manifeste surtout en présence d'une fertilisation azotée ; *Lolium perenne* subit un net effet dépressif du lisier aux doses 150 et surtout 225 N.

Poa trivialis réagit au contraire très positivement.

Trifolium repens a une forte réaction négative au lisier au niveau 75 N (au-delà, sa contribution est trop faible pour obtenir une réponse significative, mais la tendance est la même).

Le lisier pourrait avoir un effet de brûlure ou d'ombrage par salissement des

feuilles des espèces exigeantes en lumière (la tendance est la même chez *Cynosurus cristatus*, très exigeante en lumière, elle aussi).

Par contre, les espèces supportant un ombrage relatif (ici, *Poa trivialis*) réagissent très positivement.

4. — *Conclusion*

Cette prairie de fauche est caractérisée par la dominance de *Poa trivialis, Alopecurus pratensis, Lolium perenne* et *Trifolium repens*. On observe aussi la présence de *Cardamine pratensis*. Il s'agit d'une prairie fraîche, d'un bon niveau de fertilité, qui réagit facilement à l'engrais azoté par une augmentation importante des 3 graminées dominantes et un recul de *Trifolium repens*.

L'apport de lisier, 40 t/ha/an, augmente la proportion des plantes diverses de faible intérêt fourrager ; mais cette augmentation reste limitée dans le système d'exploitation en fauche précoce ici pratiquée. Il augmente aussi la contribution de *Poa trivialis*, mais fait reculer *Lolium perenne* et *Trifolium repens*.

Son effet ne se révèle franchement désavantageux pour la qualité botanique que lorsque l'apport d'azote minéral atteint 200 N/ha/an. Toutefois, l'effet dépressif du lisier sur *Trifolium repens* est observé dès la dose 75 N.

On ne peut affirmer, en 4e année d'essai, que l'évolution botanique est terminée mais l'envahissement par les espèces indésirables sous l'effet du lisier se révèle assez lent et modéré.

L'effet modérateur d'une coupe de premier cycle à un stade préfloral ou floral est certain, en diminuant la formation et la dissémination des graines ; il ne suffit pas toutefois à empêcher toute infestation. Il faut noter que les prairies voisines sont largement infestées, 20 p. 100 de plantes diverses (1) de faible valeur fourragère.

Cette proportion est de 7 p. 100 seulement lorsqu'il y a un déprimage tardif au printemps ou une pâture des regains.

Il faut considérer les parcelles du voisinage et l'origine du lisier pour diminuer les chances d'infestation par les graines indésirables. La lutte directe contre les adventices, un régime d'exploitation combinant la fauche relativement précoce, avant la formation des graines, et la pâture de déprimage ou de regain doivent être associés pour permettre une utilisation du lisier sans dégradation de la flore et de la qualité botanique des fourrages.

Reçu pour publication en mars 1971.

SUMMARY

STUDY OF THE NITROGENOUS FERTILIZATION VALUE OF LIQUID BOVINE MANURE ON A PIECE OF GRASS-LAND IN THE AUVERGNE MOUNTAINS. BOTANICAL EVOLUTION OF THE PIECE OF GRASS-LAND

The compared or simultaneous effects of a *liquid bovine manure* (intact liquid manure and slightly diluted with 10. 6 p. 100 MS) and *increasing doses of mineral nitrogen* (ammonitrate) were studied over a four-year period, on a piece of permanent grass-land in the Auvergne Mountains.

(1) *Heracleum sphondylium, Anthriscus sylvestris, Rumex obtusifolius, Rumex acetosa, Ranunculus acer, Ranunculus auricomus.*

The method, using split-plots, comprised two main treatments (liquid manure = 0 and 40 t/ha) and four supplementary treatments (0-25-50 and 75 kg N/ha from ammonitrate).

The results of the first harvest showed that the fertilization value of the liquid manure as compared with the effect of the ammoniaco-nitric fertilizer applied alone is, on an average, equivalent to 60 kg mineral N/ha, that is, a quantity perceptibly equal to the ammoniacal nitrogen contained in the liquid manure. However, in the absence of mineral applications or in the presence of a mineral complement of 50 kg/ha, the liquid manure equivalent is only 35 to 50 kg N/ha owiug to the depressive effect of the nitrogen of the liquid manure and the fertilizer on the leguminons plants.

The effectiveness of the increasing doses of mineral nitrogen decreases less rapidly in the presence of, rather than in the absence of, the liquid manure which plays an alkalizing role. Doses up to 50 kg mineral N/ha produce 30 kg hay per kg N mineral, between 50 and 100 kg mineral N/ha 14 kg hay and between 100 and 150 kg mineral N/ha 12 kg hay.

The liquid manure has no effect on the *yields of the second and third harvests*. A dose up to 75 kg mineral N/ha produces 13 kg hay at the second harvest and 9 kg hay at the third harvest.

The average annual yields vary between 80 q/ha of hay with 15 p. 100 water, without nitrogen and without liquid manure and 130 q/ha on the plots receiving 225 to 300 units of ammonium nitrate nitrogen per ha and 40 t/ha of liquid manure.

Infestation by umbellifers and other plants of low forage value is relatively slow and occurs principally on the plots receiving both liquid manure and a large dose of nitrogen ; it can be controlled by combining mowing before seed formation and rationed pasture at the start of growth or in the middle of summer.

ZUSAMMENFASSUNG

DIE STICKSTOFFWIRKUNG VON RINDERVOLLGÜLLE AUF DIE ERTRÄGE UND AUF DIE ENTWICKLUNG DER BOTANISCHEN ZUSAMMENSETZUNG EINER DAUERWIESE (MONTS D'AUVERGNE)

Während 4 Jahren wurden auf einer Dauerwiese (Monts d'Auvergne) Untersuchungen über die Wirkung von *Rindervollgülle* (Vollgülle, etwas verdünnt, mit einem Trockensubstanzgehalt von 10,6 p. 100) und *steigenden Stickstoffgaben in Form von Mineraldünger* (Ammoniummitrat) durchgeführt. Die Versuchsanlage wurde nach dem Split-plotverfahren angelegt :

2 Hauptverfahren : ohne Gülle bzw. 40 t/ha Gülle ;
4 Unterverfahren : 0 bzw. 25, 50 und 75 kg Mineralstickstoff.

Die Ergebnisse des ersten Schnittes haben gezeigt, dass die Stickstoffwirkung dieser Gülle, verglichen zum Verfahren mit nur Mineralstickstoff, im Mittel einer Mineralstickstoffgabe von rund ***60 kg N/ha*** gleichzusetzen ist. Dies entspricht ungefähr der Ammoniakmenge in der Gülle. Verwendet man keinen Mineralstickstoff oder eine Gabe von 50 N/ha, ergibt sich für die Gülle nur noch eine Stickstoffwirkung von 35 bis 50 kg N/ha. Der Effekt ist auf den negativen Einfluss des Stickstoffs von Gülle und Mineraldünger auf die zurückzuführen.

Die Wirksamkeit von erhöhten Mineralstickstoffgaben schwächt sich weniger schnell ab, wenn zusätzlich Gülle verabreicht wird, vielleicht wegen eines Einflusses der Gülle auf die Bodenreaktion. Bis zu Gaben von 50 kg Mineralstickstoff wurde pro kg Stickstoff 30 kg Heu produziert, bei Stickstoffgaben zwischen 50 bis 100 kg noch 14 kg Heu und bei Stickstoffgaben von 100 bis 150 kg noch 12 kg Heu.

Die Erträge des 2. und 3. Aufwuchses wurden durch die Güllegaben nicht mehr verändert. Bis zu Mineralstickstoffgaben von 75 kg N/ha wurde im Mittel beim 2. Aufwuchs 13 kg Heu pro kg Mineralstickstoff erzeugt und 9 kg beim 3. Aufwuchs.

Die mittleren Jahreserträge betrugen 80 q Heu (mit 15 p. 100 H_2O) bei dem Verfahren ohne Gülle und ohne Mineralstickstoff, und 130 q Heu auf Parzellen, welche 225 bis 300 kg/ha Mineralstickstoff und 40 t/ha Gülle erhalten hatten.

Das Aufkommen von Umbelliferen und anderen minderwertigen Kräutern erfolgte langsam und war in erster Linie in den Beständen, welche sowohl Gülle als auch hohe Mineralstickstoffgaben erhalten hatten, zu beobachten. Ein Ueberhandnehmen dieser Unkräuter könnte aber verhindert werden, wenn sowohl vor der Samenbildung geschnitten als auch ein geregelter Weidegang zu Beginn der Vegetation oder im Verlaufe des Sommers durchgeführt wird.

РЕЗЮМЕ

Изучение удобрительной ценности жидкого коровьего навоза на горных лугах Оверни. Ботаническая эволюция лугов.

Ж. БЛАНШОН, Р. БЮРБО, Л. ГАШОН, Ф. ДЕ МОНТАР.

Одновременное и сравнительное действие жидкого коровьего навоза (неразбавленного, или разбавленного до достижения 10,6 % сухого-вещества) и увеличивающихся доз минерального азота (Аммонитрат) изучались в течении четырех лет на постоянных лугах Овернских гор. Диспозитив основанный на принципе « сплит-плот » заключал две главных обработки (жидкий навоз — 0 и 40 тонн/га) и четыре добавочных подкормки Аммонитратом (0 — 25 — 50 и 75 кг. N/га).

Результаты полученные от *первого укоса* показали что удобрительная ценность жидкого коровьего навоза представляет в среднем, по сравнению с действием одного только аммониакально-нитратного удобрения-эквивалентность 60-ти кг. минерального азота/га, то-есть что ценность эту можно приравнять к ценности аммониакального азота заключенного в этом жидком навозе. Но, в отсутствии минеральной азотной подкормки, или при подкормке не превышающей 50-ти кг. N/га, удобрительная ценность жидкого навоза может быть приравнена к ценности только 35 — 50-ти кг. минерального азота/га, в виду депрессивного эффекта азота навоза и удобрения на бобовые.

Эффективность увеличивающихся доз минерального азота уменьшается менее быстро в присутствии, чем в отсутствии навоза, играющего роль ощелачивающего соединения. Каждый килограмм минерального азота дает 30 кг. сена, до дозы в 50 кг. N/га, 14 кг. сена при внесении доз от 50 до 100 кг. N/га и 12 кг. сена при дозах от 100 до 150 кг. N/га.

Жидкий навоз не производит никакого действия на урожайность *2-го и 3-го укосов*. Килограмм минерального азота дает здесь 13 кг. сена во втором укосе и 9 кг. сена в третьем, при внесении доз до 75-ти кг. N/га.

Средняя годовая продукция представляет 80 цен. сена/га, с влажностью в 15 % без внесения минерального азота или жидкого навоза, и 130 кг. сена/га на делянках получивших 225-300 единиц азота селитры и 40 тонн/га жидкого навоза.

Инвазия лугов зонтичными и другими растениями слабой кормовой ценности длится относительно долго и проявляется особенно сильно на делянках получивших и навоз и крупную подкормку минеральным азотом; ее можно остановить комбинируя проведение укосов до образования зерна, с нормированным выпасом скота в начале вегетативного периода, или в середине лета.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

COLLIER D., GACHON L., 1957. Essais de Fertilisation sur Prairies Permanentes fauchées en Auvergne et Forez. *Ann. agron.*, **6**, 867-902.

Compte rendu des Journées d'Information sur *Les tendances actuelles dans la conception des stabulations sans paille* et *l'évolution des techniques d'utilisation du lisier*, 1967 (21 et 22 novembre), Lyon. Publié par la Confédération nationale laitière :

FRISON M. *Caractéristiques Physico-chimiques du Lisier.*
HERRIOT J. B. D. *Le lisier, Engrais des Prairies.*
GISIGER L. *Nouvelles expériences sur la production, la valeur et l'emploi du Lisier en Suisse.*
SCHOLLHORN M. *Influence du Lisier sur les Prairies.*
BONNET-TESTE H. *Résultats de fertilisation des alpages avec du Lisier.*
KLAPP E., 1971. Wiesen und Weiden. 225-228.

ANNEXE I

Influence de la dose et de la date d'apport de lisier sur les teneurs en potassium, calcium, magnésium et phosphore du fourrage récolté en début juin

Un essai complémentaire conduit de 1969 à 1971, dans le voisinage immédiat de l'essai « azote × lisier », avec une fertilisation NPK 150-80-60 kg/ha/an (azote en trois apports égaux, P_2O_5 et K_2O en une fois chaque hiver) a permis d'observer des différences de teneurs en éléments minéraux sur les fourrages de la première récolte en fonction de la dose (20 t/ha ou 40 t/ha) et de la date d'apport (automne ou printemps) du lisier (tabl. 14).

Les exportations moyennes en phosphore et potasse de cette première récolte ont été calculées (tabl. 15).

Les rendements ne sont guère accrus par l'apport de 20 t/ha/an eu égard au témoin ; par contre, l'apport de 40 t/ha/an permet un gain de 4,4 q/ha de foin à la première coupe ; la mauvaise précision de l'essai ne permet d'y reconnaître qu'une tendance ; remarquons toutefois que le gain est le même, exactement, que celui observé dans le traitement homologue (apport de 50 N au printemps) de l'essai « azote × lisier » ci-dessus.

Les teneurs en potassium augmentent sous l'effet des apports de lisier et particulièrement lorsqu'il est apporté en fin d'hiver ; l'effet de la dose est faible. Les teneurs du fourrage ne diminuent pas au cours des ans, bien que, compte tenu du niveau de la fertilisation minérale, le sol doive fournir environ 120 à 180 kg de K_2O/ha/an. Ainsi à court terme, l'apport de potassium par le lisier, bien qu'il améliore les teneurs, joue probablement un faible rôle dans le rendement de cette prairie ; il n'en est pas de même à plus ou moins long terme ; mais l'essai ne permet pas de le préciser.

Les teneurs en phosphore augmentent sous l'effet des apports de lisier ; l'action de la dose est faible et on ne discerne pas d'effet de la date d'apport. Par contre, l'enrichissement au cours des ans se manifeste nettement, surtout sur les parcelles qui reçoivent du lisier. La fertilisation phosphatée 80 kg P_2O_5/ha/an semble cependant suffisante pour compenser l'exportation par les récoltes du témoin sans lisier.

Calcium et magnésium. Les apports de lisier entraînent un enrichissement du fourrage la troisième année.

Conclusion

Ces chiffres confirment que le lisier a un effet notable sur le statut chimique du sol et la nutrition des plantes de la prairie et permettent de comprendre le niveau de production relativement élevé des meilleures prairies des Monts d'Auvergne qui reçoivent scories et lisier.

TABLEAU 14

Influence de la dose et de la date d'apport du lisier sur les rendements et la teneur en éléments minéraux du fourrage

Date de récolte	4-6-1969					11-6-1970					9-6-1971					Moyenne				
Traitements	0	20^a	20^p	40^a	40^p	0	20^a	20^p	40^a	40^p	0	20^a	20^p	40^a	40^p	0	20^a	20^p	40^a	40^p
Production de foin (q/ha) à 15 % d'eau	70	71	70	73	78	68	65	72	69	76	89	91	89	98	87	75,7	75,6	77,0	80,0	80,3
en MS																64,3	64,3	65,5	68,0	68,3
P (%)	0,28	0,27	0,31	0,31	0,31	0,30	0,31	0,32	0,29	0,34	0,31	0,34	0,37	0,37	0,34	0,30	0,31	0,33	0,32	0,33
K (%)	2,46	2,44	2,60	2,47	2,93	2,06	2,45	3,16	2,33	3,38	2,47	3,13	3,25	3,84	2,88	2,33	2,67	3,00	2,88	3,06
Ca (%)	0,27	0,27	0,27	0,22	0,27	0,37	0,32	0,33	0,30	0,29	0,36	0,33	0,44	0,43	0,42	0,33	0,31	0,35	0,32	0,33
Mg (%)	0,21	0,19	0,21	0,15	0,18	0,31	0,25	0,24	0,25	0,27	0,23	0,25	0,30	0,29	0,34	0,25	0,23	0,25	0,23	0,26

a : automne ; *p* : printemps.

TABLEAU 15

Exportations de la première récolte (moyenne de 3 ans)

	0	20^a	20^p	40^a	40^p
P_2O_5 (kg/ha)	44,0	45,6	49,5	49,9	51,5
K_2O (kg/ha)	180	206	236	236	251

RISQUES DE POLLUTION DU MILIEU NATUREL

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 467-482.

PERTES EN ÉLÉMENTS FERTILISANTS DANS LES SOLS SABLEUX DES LANDES SOUMIS A UNE FERTILISATION ET UNE IRRIGATION INTENSIVES

C. COURPRON †

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches de Bordeaux, I. N. R. A.,
33140 Pont de la Maye

RÉSUMÉ

L'utilisation de cases lysimétriques a permis l'évaluation qualitative et quantitative précise des éléments fertilisants entraînés hors de la portée des racines au cours d'une année de culture, en sol sableux des Landes. Sous maïs, ces pertes sont évaluées à 47 kg/ha/an d'azote nitrique, 62 kg de potasse, 270 kg de chaux, 103 kg de magnésie et seulement 1,2 kg d'acide phosphorique. Sous culture d'herbe, les eaux de percolation sont moins riches que sous maïs et correspondent à 10 kg/ha/an d'azote nitrique, 26 kg de potasse, 153 kg de chaux, 55 kg de magnésie et 0,6 kg d'acide phosphorique. C'est pendant la période d'irrigation intensive que les percolats sont les plus riches.

La détermination des pertes en éléments fertilisants au niveau d'un bassin versant de 900 hectares de sols sableux a permis de constater que l'enrichissement de la nappe et des effluents par les engrais était très faible.

L'ensemble de ces résultats, qui doivent être cependant confirmés par des études en cours, permet de penser que les risques de pollution des eaux du fait de la fertilisation du maïs n'auraient pas le caractère de gravité que l'on a tendance parfois à leur attribuer.

I. — INTRODUCTION

La mise en valeur systématique des sols sableux des Landes de Gascogne a permis de consacrer des surfaces importantes à la maïsiculture (30 000 hectares environ). L'utilisation d'hybrides adaptés aux conditions écologiques locales, la mécanisation de la récolte, l'application de techniques culturales appropriées,

la fertilisation et le haut degré de technicité auquel sont parvenus les agriculteurs conduisent à l'obtention de rendements élevés. Cependant, le développement de la culture intensive du maïs se trouve indéniablement accru grâce à la généralisation de l'irrigation ce qui, dans ces sols bien particuliers, très filtrants, risque d'accélérer les phénomènes de lixiviation. Or la solution actuellement adoptée par les maïsiculteurs landais pour pallier le lessivage des éléments fertilisants consiste à épandre en une seule fois des doses d'engrais largement supérieures aux exigences des cultures (le département des Landes a été en 1971, à l'hectare cultivé, le plus fort consommateur d'engrais de France). Cette solution est loin d'être satisfaisante tant sur le plan technique que sur le plan économique : il convient alors de s'assurer que la fertilisation telle qu'elle est pratiquée actuellement ne risque pas d'enrichir en éléments eutrophisants les effluents du réseau de drainage, qui se déversent souvent dans les lacs de la côte aquitaine.

Dans cette optique, nous avons entrepris une détermination systématique des pertes par lessivage des éléments nutritifs en sols sableux de landes : l'utilisation de cases lysimétriques et l'existence d'une station de jaugeage évaluant le débit en tête d'un bassin versant d'environ 1 000 hectares nous ont permis l'évaluation quantitative et qualitative précise des éléments nutritifs lessivés et entraînés dans les réseaux de drainage. Il est bien évident que ces études ne peuvent se concevoir que si elles sont conduites sur plusieurs années en raison de l'influence des conditions climatiques. Ce mémoire n'a pour but que de fixer un ordre de grandeur, relativement précis cependant, de l'importance du lessivage des éléments nutritifs dans ces sols de landes, ne serait-ce que pour établir des plans rationnels de fertilisation pour la culture du maïs. Un certain nombre de travaux consacrés à l'étude des pertes par lessivage ont bien été réalisés (nous donnons en bibliographie quelques références parmi les plus récentes) mais la transposition des résultats de ces travaux s'avèrerait hasardeuse compte tenu des conditions pédo-climatiques des Landes et également des techniques culturales mises en œuvre (fertilisation et surtout irrigation).

II. — ÉTUDE DES PERTES PAR LESSIVAGE (CASES LYSIMÉTRIQUES)

L'étude des pertes par lessivage a pu être entreprise grâce à l'utilisation de cases lysimétriques dont dispose la Compagnie d'Aménagement Rural d'Aquitaine (C. A. R. A.), dans sa station d'expérimentation d'Argillas à Saucats (33). Ces cases constituées de bacs de 3 m² de surface et de 1,25 m de profondeur étaient destinées à l'origine à l'étude de l'évapotranspiration en plein champ, sous deux types différents de couverture : l'une continue, la *Festuca elatior* « manade », l'autre saisonnière, le maïs. Le sol est représentatif de la lande humide, à texture sableuse (80 p. 100 de sable grossier, 2 p. 100 d'argile), organique (6 p. 100), acide (pH-eau = 5,0), de C/N élevé (20), dépourvu de bases échangeables (CEC = 5 méq/100 g), et à pouvoir de rétention faible. La mesure de l'eau percolée et son analyse ont été effectuées chaque semaine, du 15 décembre 1971 au 15 décembre 1972. Sur chaque échantillon de percolat, on a effectué les déterminations suivantes : pH, conductivité, résidu sec, potassium, calcium, magnésium (par absorption atomique, après dilution avec solution de chlorure de lanthane à 2 p. 1 000 et HCl à 1 p. 100), acide phospho-

rique (méthode Duval, avec réduction du complexe par l'acide ascorbique), azote sous les formes ammoniacale et nitrique (par distillation en présence de magnésie puis après réduction par le Dewarda), teneur en matière organique (par oxydation avec $KMnO_4$ en milieu basique).

A. — *Techniques culturales mises en œuvre*

1. *Fertilisation.*

— Dans les deux cases lysimétriques sous maïs :

octobre 1971 : 700 kg/ha de chaux magnésienne ;
février 1972 : 400 kg/ha d'un complexe d'oligo-éléments ;
31 mars 1972 : 1 000 kg/ha de 10-20-20 (100-200-200) ;
6 mai 1972 : semis (*INRA 260* et *Funk's 4384*)-400 kg/ha de 4-15-0 (16-60-0) ;
28 juin 1972 : 70 unités/ha d'azote sous forme d'urée ;
26 juillet 1972 : 30 unités/ha d'azote.

— dans les deux cases lysimétriques sous fétuque :

17 mars 1972 : 1 250 kg/ha de 10-20-20 (125-250-250) ;
14 avril 1972 : nouveau semis ;
8 mai 1972 : 50 unités/ha d'azote ;

A partir du 7 juin 1972 : 15 unités/ha d'azote (à chaque irrigation).

2. *Irrigation.*

Il est apporté 40 mm tous les 7 jours, du 7 juin au 12 octobre (sauf le 16 août par suite des très fortes précipitations de la semaine du 10 au 15 août = 112 mm). Cette irrigation, qui représente un total de 720 mm, est excessive car elle aurait dû être arrêtée après les orages du 15 août. Elle a été menée ainsi par la C. A. R. A. pour les besoins de ses expérimentations. D'où évaluation par excès des pertes durant la période IV, ce qui conduit à une augmentation des phénomènes de lessivage que nous estimons à 12-14 p. 100 pour la potasse et la chaux, à 8 p. 100 pour la magnésie; en ce qui concerne l'azote, il y a très peu de lessivage pendant cette période.

B. — *Résultats obtenus*

Afin de simplifier l'ensemble des données recueillies, nous avons scindé l'année en 5 périodes :

I : du 15-12-71 au 31-3-72 (date d'apport de la fertilisation principale) ;
II : du 1-4-72 au 7-6-72 (date de la première irrigation) ;
III : du 8-6-72 au 10-8-72 (date des très fortes précipitations d'août : épiaison du maïs) ;
IV : du 11-8-72 au 12-10-72 (date de la dernière irrigation) ;
V : du 12-10-72 au 15-12-72 (date de la récolte).

Pour chacune de ces périodes, nous donnons dans le tableau 1 les teneurs (en mg/l) des eaux de percolation recueillies sous maïs et sous fétuque (chaque valeur est la moyenne, pour la période considérée, d'une douzaine de prélèvements) et les pertes

TABLEAU I

Composition des eaux de percolation (mg/l) *et pertes des éléments* (kg/ha) *dans les cases lysimétriques*

Période	$N(NO_3^-)$		$N(NH_4^+)$		K		Ca		Mg		P_2O_5		C		Résidu sec		Eau percolée (mm)
	Teneur (mg/l)	Pertes (kg/ha)	Teneur (mg/l)	Pertes (kg/ha)	Teneur (mg/l)	Pertes (kg/ha)	Teneur (mg/l)	Pertes (kg/ha)	Teneur (mg/l)	Pertes (kg/ha)	Teneur (mg/l)	Pertes (kg/ha)	Teneur (mg/l)	Pertes (kg/ha)	Teneur (mg/l)	Pertes (kg/ha)	
Maïs																	
I	5,93	14,4	0,34	0,8	4,94	12,0	18,59	45,0	5,86	14,2	0,066	0,160	39,11	94,6	298	721	242
II	7,79	6,8	1,22	1,1	6,84	6,0	19,68	17,1	6,32	5,5	1,047	0,911	30,58	26,6	230	200	87
III	12,11	23,5	0,36	0,7	9,29	18,0	33,52	65,0	11,41	22,1	0,028	0,054	23,73	46,0	420	815	194
IV	0,24	0,6	0,40	0,9	4,99	11,5	20,75	47,7	6,22	14,3	0,028	0,064	27,88	64,1	279	642	230
V	1,67	1,5	0,—	0,—	4,83	4,3	20,97	18,9	6,78	6,1	0,053	0,048	22,91	20,6	248	223	90
Total annuel		46,8		3,5		51,8		193,7		62,2		1,237		251,9		2 601	843
					K_2O	62,2	CaO	271,2	MgO	102,6							
Fétuque																	
I	0,68	1,6	0,43	1,0	3,69	8,7	13,48	31,8	4,54	10,7	0,141	0,333	29,33	69,2	246	581	236
II	3,48	3,0	1,33	1,1	4,66	4,0	14,96	12,7	4,35	3,7	0,213	0,181	24,09	20,5	180	153	85
III	5,09	5,1	0,24	0,2	4,66	4,7	25,03	25,0	6,70	6,7	0,029	0,029	17,09	17,1	261	261	100
IV	0,18	0,4	0,49	1,1	1,79	3,9	14,15	30,7	4,26	9,2	0,022	0,048	23,00	50,0	249	540	217
V	0,38	0,3	0,—	0,—	0,25	0,2	13,83	9,1	4,42	2,9	0,037	0,024	21,03	13,9	197	130	66
Total annuel		10,4		3,4		21,5		109,3		33,2		0,615		170,7		1 665	704
					K_2O	25,8	CaO	153,0	MgO	54,8							
F calculé																	
Période	20,24**		3,30*		6,07**		31,96**		29,42**		1,18		37,76**		7,65**		7,39**
Culture	32,44**		0,03		23,96**		52,42**		75,95**		0,62		63,45**		16,36**		2,42
Interaction	3,61**		0,03		1,07		0,64		4,71**		0,63		2,32		1,89		1,02

* : Significatif au seuil de 5 p. 100 ; ** : significatif au seuil de 1 p. 100.

par lessivage, exprimées en kg/ha. Un calcul statistique permet de différencier entre elles les périodes, les cultures et leurs interactions.

Les résultats mettent en évidence les deux points suivants :

— La comparaison entre les deux cultures montre que les eaux de percolation sont beaucoup plus riches sous maïs que sous fétuque : les pertes sous culture de maïs sont 4 à 5 fois plus importantes que sous culture d'herbe.

— C'est pendant la période III d'irrigation (15 juin-15 août) que les percolats sont les plus riches, la fertilisation n'apportant que peu de modifications aux compositions des eaux hivernales (sauf pour l'acide phosphorique, dont les teneurs demeurent d'ailleurs très faibles).

1. *Eau percolée.*

En ce qui concerne l'eau percolée, les quantités recueillies sous fétuque semblent moins importantes que celles recueillies sous maïs, bien que la différence ne soit pas statistiquement significative ; par contre, en période d'irrigation, 48 p. 100 de la pluviométrie percolent sous maïs, 25 p. 100 sous fétuque et, pendant l'automne, 77 p. 100 sous maïs et 56 p. 100 sous fétuque. Les moyennes de l'année (précipitations + irrigation = 1 565 mm) indiquent que 840 mm ont percolé sous maïs (soit 54 p. 100) et seulement 700 mm (45 p. 100) sous culture d'herbe.

2. *pH et conductivité* (tabl. 2).

Les eaux de percolation présentent des valeurs de pH relativement élevées : ces pH accusent un maximum pendant la période II correspondant à l'apport de la fertilisation. La conductivité, en revanche, est maximum pendant la période d'irrigation et toujours plus élevée sous culture de maïs que de fétuque.

TABLEAU 2

Valeurs des pH et des conductivités des percolats

Période	pH		Conductivité (mmhos)	
	Maïs	Fétuque	Maïs	Fétuque
I	6,20	6,20	0,165	0,147
II	6,70	6,75	0,219	0,182
III	6,65	6,65	0,350	0,266
IV	6,35	6,25	0,220	0,182
V	6,25	5,95	0,255	0,210
F calculé				
Période	19,80**		26,83**	
Culture	1,23		13,64**	
Interaction	1,00		0,05	

* significatif au seuil de 5 p. 100.
** — — 1 p. 100.

3. *Azote.*

Les pertes en azote nitrique ne sont pas dues uniquement à l'emploi des engrais minéraux mais également à la nitrification de la matière organique. Sous maïs, les teneurs des eaux de percolats, sont pendant l'hiver, de 6 mg/l de N, passent par un maximum (12 mg/l) pendant la phase d'irrigation puis deviennent très faibles durant l'automne. Sous fétuque, le phénomène est identique mais les valeurs sont plus faibles (maximum : 5 mg/l). La moitié de l'azote lessivé est entraînée sous l'action de l'irrigation et, pendant cette période, l'apport de 1 mm d'eau correspond au lessivage de 60 à 65 g d'azote nitrique sous maïs et de 12 à 15 g sous graminées fourragères.

Les percolats ont des teneurs très faibles en azote ammoniacal.

4. *Potassium.*

Comme pour l'azote, les teneurs des eaux augmentent surtout sous l'action de l'irrigation : 1 mm d'eau entraîne hors de la portée des racines 60 g de potasse sous maïs et 12 g sous fétuque. Sous maïs, la moyenne est de 6 à 7 mg/l et les pertes annuelles de 62 kg K_2O. Sous fétuque, les teneurs sont très faibles, voisines de 0 en automne. Les pertes de potassium par lessivage sont donc moins importantes que celles auxquelles on aurait pu s'attendre dans ces sols à faible pouvoir de rétention. En effet, des travaux antérieurs (COURPRON, 1969) avaient montré que le lessivage du potassium était très accusé dans ces sols : il faut dire que ces expérimentations étaient menées sur sol nu, maintenu sans végétation. Il est donc possible que la compétition entre le lessivage et la plante tourne à l'avantage de cette dernière, ce que confirme le fait que, sous fétuque, la percolation est moins intense que sous maïs, elle-même étant moins intense qu'en sol nu.

5. *Calcium.*

Les teneurs toujours élevées présentent un maximum accusé pendant la période III. Les quantités lessivées sont importantes, plus de 270 kg/ha sous maïs et 150 kg sous fétuque. La percolation de 1 mm d'eau entraîne 250 g de chaux sous maïs et 65 g sous fétuque. Ces valeurs sont particulièrement intéressantes à connaître car elles permettent de fixer les doses d'entretien en chaux dans ces sols acides bien particuliers.

6. *Magnésium.*

Contrairement à ce que l'on imaginait, la magnésie est plus facilement lessivée que la potasse. Les teneurs sous maïs sont élevées (6 mg/l), moindres sous fétuque (4 mg/l). Les quantités percolées sont importantes : 103 kg/ha de MgO sous culture de maïs, 55 kg/ha sous culture d'herbe. Pendant la période d'irrigation, 1 mm d'eau entraîne 100 g de magnésie sous maïs et seulement 16 g sous fétuque.

7. *Acide phosphorique.*

Le phosphore étant retenu énergiquement, il est peu entraîné. Les eaux de percolation en contiennent des quantités extrêmement faibles ; les pertes sont négligeables : 1 200 g de P_2O_5/ha/an.

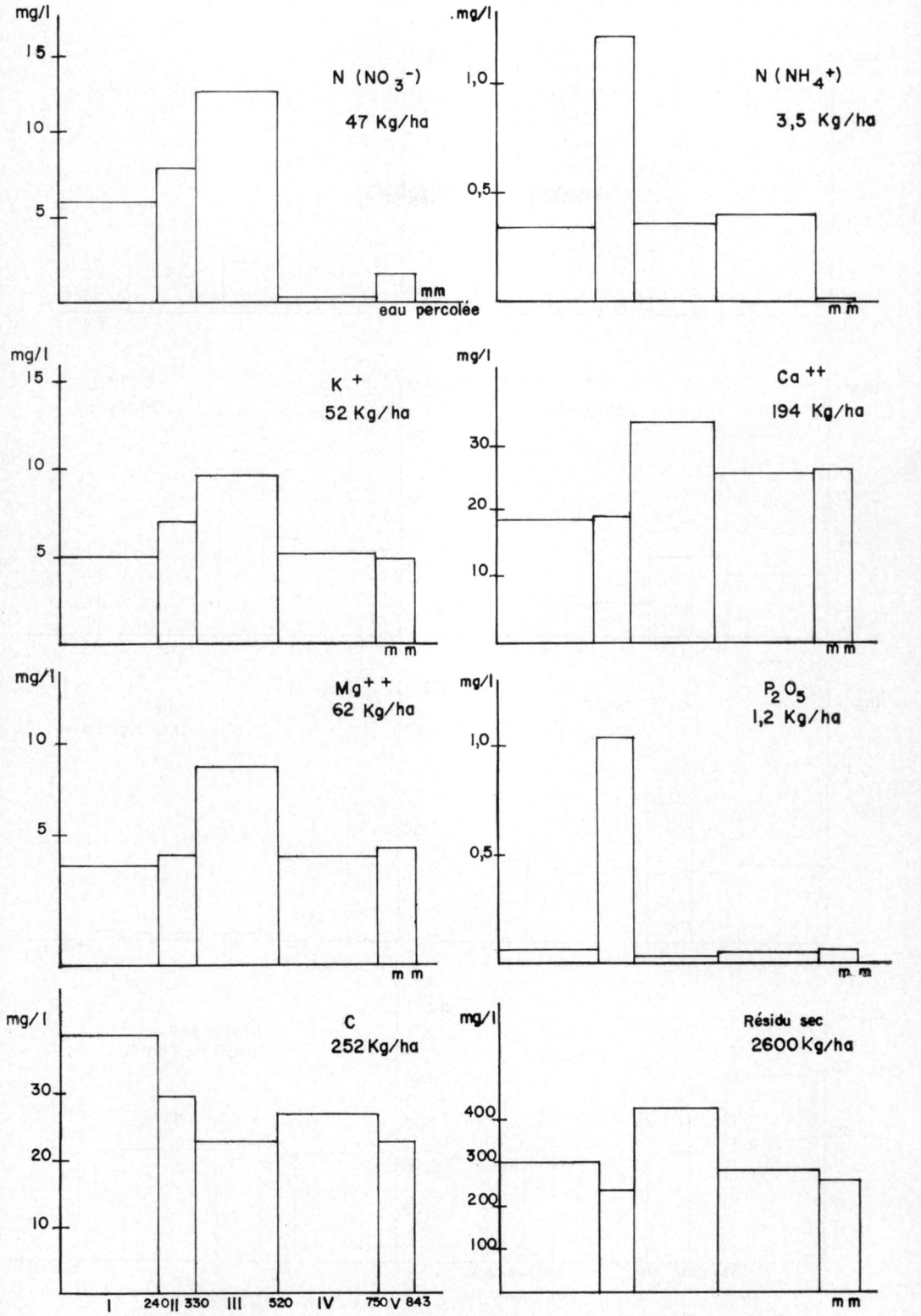


FIG. 1. — *Teneurs des eaux* (mg/l) *en fonction des périodes de prélèvement* (lysimètres)
A : sous culture de maïs

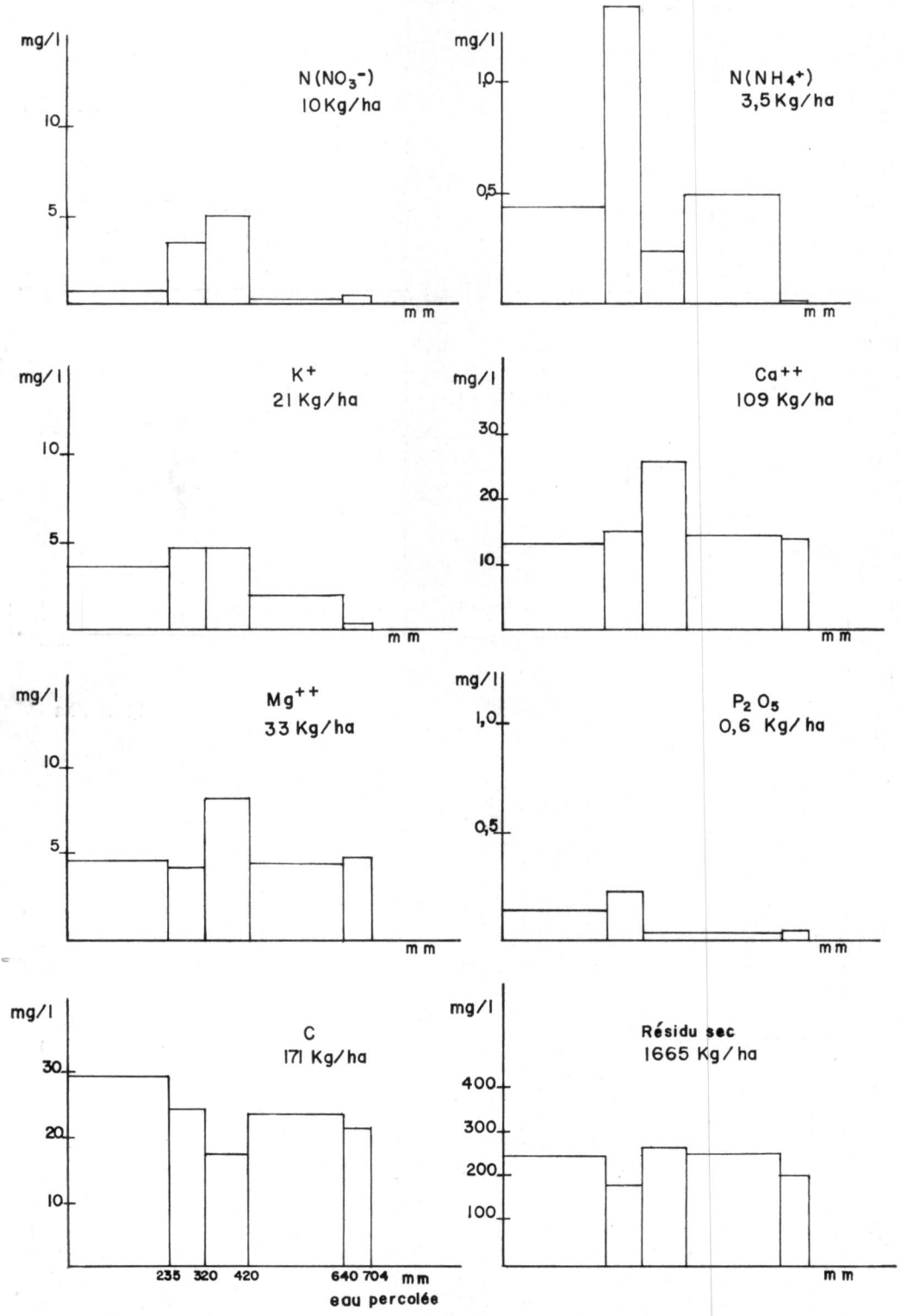


FIG. 1. — *Teneurs des eaux* (mg/l) *en fonction des périodes de prélèvement* (lysimètres)
B : sous fétuque « manade »

Nous avons matérialisé sous forme de graphiques ces différentes données. Sur les figures 1 A et 1 B, en portant en abscisses les quantités d'eau percolée et en ordonnées les teneurs des eaux en mg/l, pour chaque élément à chaque période, l'aire de la surface obtenue fournit les pertes totales annuelles. Quant au graphique 2, il

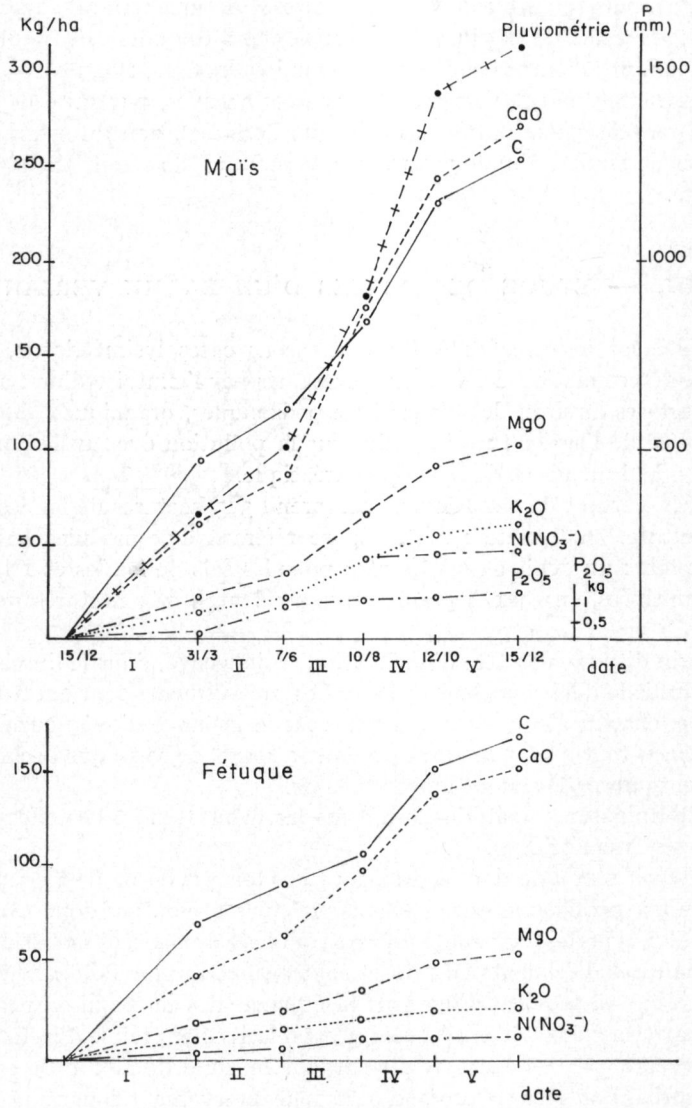


FIG. 2. — *Pertes cumulées* (kg/ha) *au cours d'une année de culture* (lysimètres)

permet de suivre la dynamique de ces pertes en fonction de la pluviométrie (précipitations + irrigation). En définitive, sur un plan pratique, les pertes par lessivage sont négligeables pour l'acide phosphorique et l'azote ammoniacal, faibles à moyennes pour la potasse et l'azote nitrique, plus importantes pour la magnésie. Mais c'est

pour le carbone et surtout pour la chaux que l'on constate des pertes atteignant 250 kg/ha/an sous culture de maïs, donc en sol nu pendant l'automne et l'hiver. Ces données sont en partie confirmées par les résultats d'études entreprises par ailleurs sur l'évolution des sols sableux soumis à la monoculture du maïs depuis longtemps, dans lesquels le taux d'acide phosphorique augmente jusqu'à des valeurs importantes, tandis que les taux de potassium et de magnésium n'augmentent que faiblement ; les taux de calcium échangeable sont toujours très faibles ; les pH, malgré des fumures d'entretien de 300 à 400 unités/ha CaO, évoluent peu. Ces pertes sont cependant nettement plus réduites en sols cultivés, par suite de l'action des racines qui recyclent une partie des éléments de la solution du sol, d'où l'intérêt, dans ces sols de landes, d'un engrais vert hivernal qui limiterait le lessivage intensif par drainage.

III. — ÉTUDE DES PERTES D'UN BASSIN VERSANT

Parallèlement à cette étude des pertes sous cases lysimétriques, nous avons entrepris la détermination des éléments entraînés par l'exutoire d'un bassin versant de 1 000 hectares environ de sols sableux podzoliques, organiques, dans le but de préciser le rôle de l'agriculture intensive sur la pollution éventuelle par les engrais des effluents de drainage et de la nappe phréatique.

Ce bassin versant de 921 hectares comprend 345 hectares de landes et 576 hectares de culture, en totalité : maïs. En se référant aux modules habituellement admis, à savoir : un débit de 0,6 l/sec/ha pour les sols de landes et 1 l/sec/ha pour les terres cultivées, ces 921 hectares correspondent à 783 hectares de végétation homogène.

Ce bassin dispose à sa tête d'une station de jaugeage, dont le limnigraphe enregistreur fournit le débit exprimé en l/sec. Les prélèvements sont effectués deux fois par semaine, chacun d'eux étant constitué par le mélange d'une douzaine de prises d'eau effectuées toutes les 5 minutes pendant 1 heure, de sorte que l'échantillon analysé représente un prélèvement moyen valable.

Les déterminations analytiques ont été les mêmes que celles effectuées sur les eaux des cases lysimétriques.

Nous avons regroupé dans le tableau 3 les teneurs en mg/l et les pertes en kg /bassin, ceci par période mensuelle, chaque valeur représentant donc la moyenne de 8 à 10 analyses. Les pertes annuelles rapportées à l'hectare figurent au bas de ce tableau.

Les quantités d'éléments entraînées sont beaucoup plus faibles que dans le cas des lysimètres ; cela provient d'une part des teneurs des eaux qui sont moins élevées et d'autre part, du volume d'eau écoulé qui est relativement faible. En effet, l'épaisseur de terre traversée par les eaux est plus grande (le fond de l'exutoire est à 3 m), le pouvoir absorbant du sous-sol profond peut donc intervenir en jouant un rôle tampon qui maintient à peu près constantes les teneurs des eaux en K, Ca et Mg au cours de l'année (figure 3). D'autre part, si l'on admet que les eaux de percolation sont recyclées par l'irrigation, on sous-estime alors le débit de l'exutoire en juillet et août, alors que justement les concentrations en potassium, magnésium et calcium sont les plus élevées pendant cette période. Par ailleurs, le bilan de l'eau faisant intervenir les précipitations d'une part (les eaux d'irrigation ne peuvent être comptées comme

TABLEAU 3

Teneur des eaux écoulées (en mg/l) *et pertes* (en kg par bassin) *dans l'exutoire*

	$N(NO_3^-)$		$N(NH_4^+)$		K		Ca		Mg		P_2O_5		C		Résidu sec		Eau écoulée 10^{-3} m³
	Teneur	Pertes	Teneur	Pertes	Teneur	Pertes	Teneur	Pertes	Teneur	Pertes	Teneur	Pertes	Teneur	Pertes	Teneur	Pertes**	
Janvier	7,05	2 375	0,81	281	4,0	1 400	7,8	2 680	5,8	2 010	0,093	30,0	5,16	1 825	292	100,4	347
Février	7,49	4 955	0,50	317	4,3	2 770	8,1	4 975	5,5	3 520	0,027	17,2	5,77	3 675	149	83,2	600
Mars.....	5,48	2 700	0,18	83	4,2	1 905	8,6	3 900	6,2	3 840	0,031	13,1	5,93	2 775	260	132,4	506
Avril	3,72	1 240	0,13	43	4,0	1 330	6,8	2 230	6,2	2 035	0,031	9,7	5,14	1 715	127	42,1	330
Mai.....	3,55	1 070	0,26	70	4,3	1 160	7,0	1 975	5,8	1 595	0,029	8,5	5,48	1 485	91	24,4	260
Juin	3,42	415	0,28	29	2,7	290	3,1	390	4,8	525	0,033	3,6	6,78	685	134	15,8	104
Juillet	2,98	85	0,17	5	5,5	135	11,5	230	5,9	160	0,041	1,3	7,24	230	174	5,2	31
Août	2,21	170	0,60	32	4,4	270	11,7	575	6,0	330	0,042	3,2	7,04	350	131	6,6	54
Septembre....	2,03	80	0,43	14	3,3	100	4,8	175	4,5	145	0,097	4,0	5,83	195	156	4,9	33
Octobre*	1,52	3	0,05	0	2,9	5	4,8	9	4,8	9	0,027	0	5,90	10	197	0,3	2
Novembre* ..	2,80	22	0,—	0	2,2	18	4,2	36	4,5	38	0,037	0,3	6,21	49	160	1,3	8
Décembre	3,60	273	0,—	0	2,7	220	6,5	503	5,9	453	0,017	1,2	5,46	420	132	9,3	76
Total :																	
kg/bassin.....		13 400		876	K K_2O	9 620 11 525	Ca CaO	17 650 27 745	Mg MgO	14 700 24 190		92,1		13 415		425 t	2 354
à l'hectare....		17,1		1,1	K K_2O	12,2 14,7	Ca CaO	22,6 31,6	Mg MgO	18,7 30,9		0,120		17,2		0,545 t	300 mm

* : Nettoyage de l'exutoire : pas de prélèvement et pas d'eau écoulée du 24/10 au 13/11 ; ** : Résidu sec en tonnes/bassin.

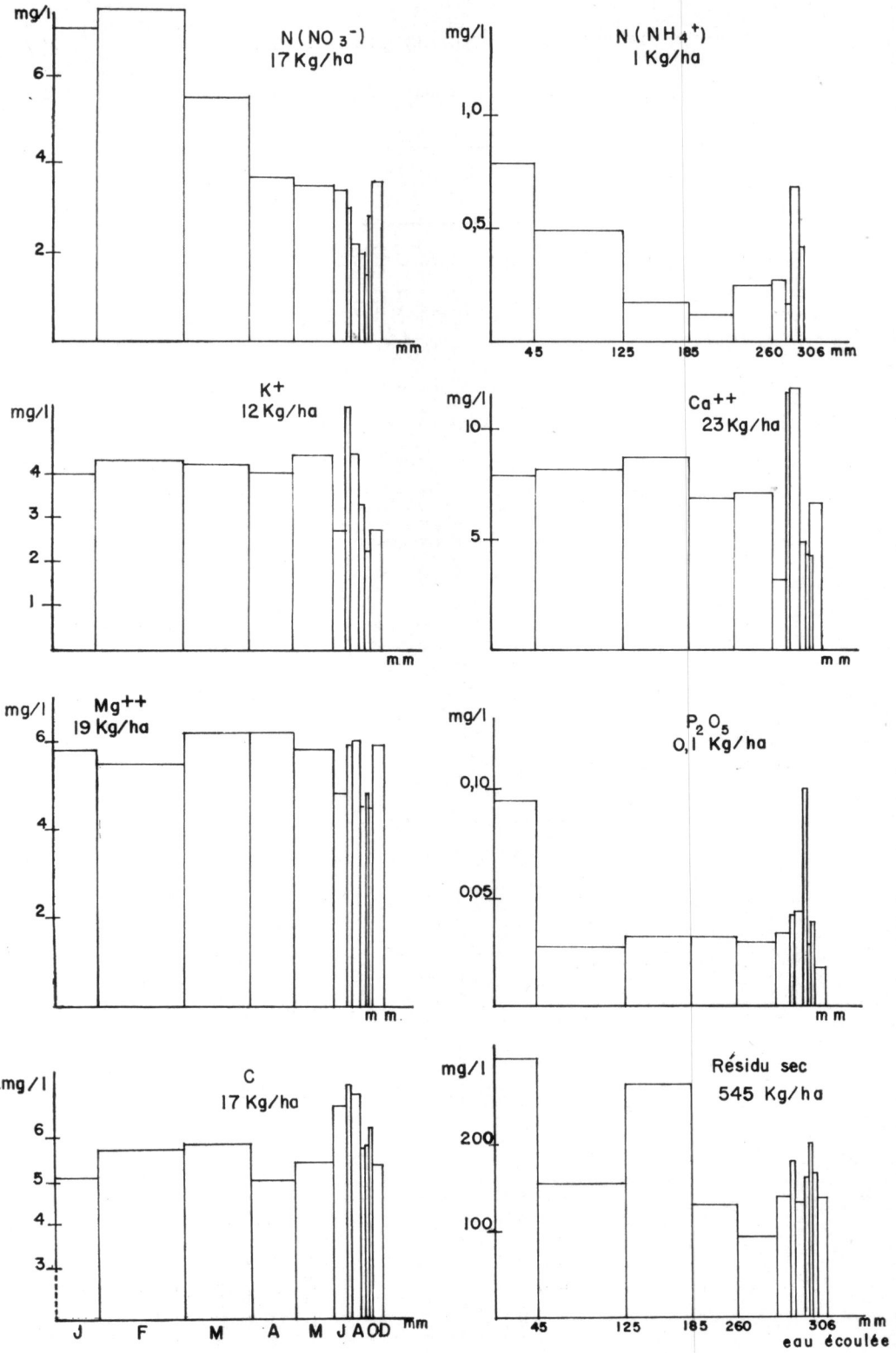


FIG. 3. — *Teneurs des eaux* (mg/l) *dans l'exutoire*

venant de l'extérieur puisqu'elles sont pompées dans la nappe), soit 820 mm, et l'évapotranspiration d'autre part, soit 370 mm (mesurée à l'évaporomètre Piche selon la formule de Bouchet), indique une différence de 450 mm. Or seulement 300 mm sont enregistrés à la sortie de l'exutoire : 150 mm d'eau ont donc atteint la nappe phréatique. Dans les conditions climatiques de l'année étudiée, ce bilan fait apparaître que 35 à 40 p. 100 des précipitations sont évacuées dans les exutoires par le réseau de drainage, tandis que 18 à 20 p. 100 rechargent la nappe phréatique profonde.

La figure 4, indiquant les pertes cumulées au cours de l'année, fait apparaître que les entraînements sont importants pendant l'hiver et le printemps, c'est-à-dire au moment des labours et de l'épandage des engrais. Par contre, les irrigations et les fortes pluies (112 mm le 15 août) n'ont eu aucune influence sur la teneur des percolats.

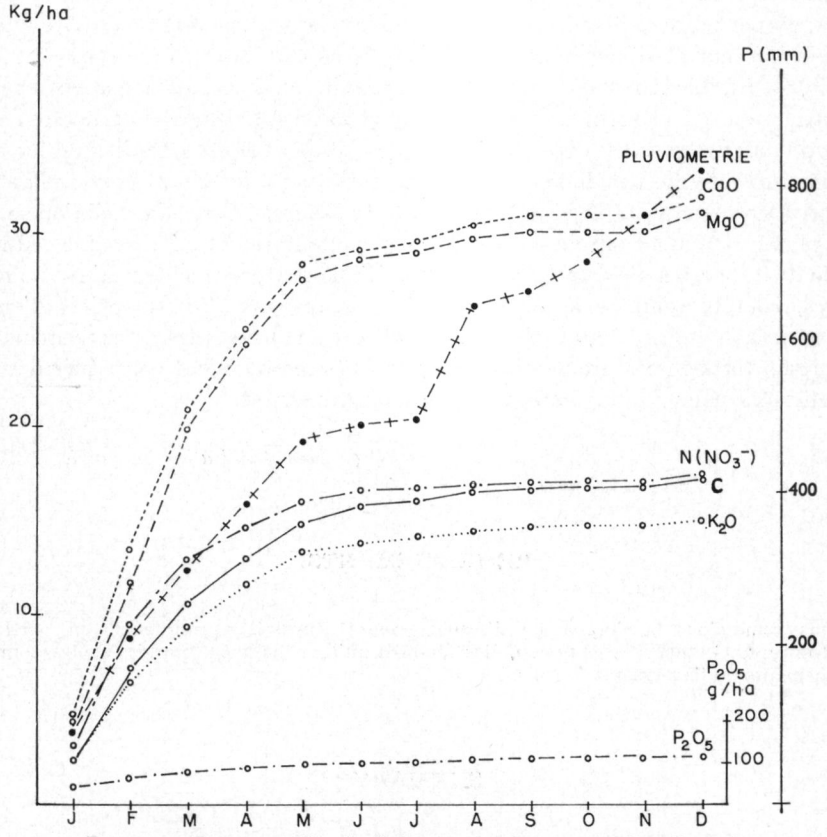


FIG. 4. — *Pertes cumulées* (kg/ha) *au cours d'une année dans l'exutoire*

La dynamique des pertes est différente entre les cases lysimétriques et l'exutoire : dans le premier cas, les entraînements maximums sont enregistrés durant la période de l'irrigation alors que, dans le second cas, les entraînements sont importants durant la période hivernale.

IV. — CONCLUSION

Ces études des pertes par lessivage ont permis de déterminer approximativement, dans le cas particulier des sols sableux à très faible pouvoir de rétention, les quantités d'éléments fertilisants entraînés hors de la portée des racines au cours d'une année de culture de maïs. Elles ont montré l'effet hautement bénéfique, à ce point de vue, de l'occupation du sol durant la période hivernale, et ont indiqué que c'est surtout l'irrigation qui accélère les phénomènes de percolation, 1 mm d'eau correspondant à l'entraînement de 65 g d'azote, 60 g de potasse, 250 g de chaux et 100 g de magnésie.

En ce qui concerne les risques de pollution de la nappe et des effluents par les engrais, on peut dire qu'ils ne semblent pas présenter le caractère de gravité que l'on a tendance à leur attribuer dans cette région de culture intensive ; cependant, il est possible, vu la faible teneur des eaux des lacs aquitains en azote, que des apports répétés et continus en cet élément par les exutoires conduisent à une modification de la production des algues et donc de la flore des étangs. Il est certain que les rejets d'origine industrielle, urbaine et domestique entraînent des quantités de nitrates et de phosphates beaucoup plus importantes que les engrais. Cependant, si l'on se place sur le plan strictement agronomique, il serait souhaitable de réaliser une réduction notable de ces pertes d'éléments fertilisants : d'une part, un meilleur ajustement des fumures, compte tenu de la disproportion existant entre les quantités d'engrais utilisées et les besoins effectifs du Maïs, d'autre part, le recours assez systématique aux engrais verts en culture dérobée après céréales sembleraient constituer des solutions efficaces pour limiter les possibilités d'entraînement.

Reçu pour publication en janvier 1974.

REMERCIEMENTS

Nous remercions la Compagnie d'Aménagement Rural d'Aquitaine et, en particulier, MM. Rouquie, Greciet et Durand, des facilités qu'ils nous ont accordées et des nombreux renseignements qu'ils nous ont fournis.

SUMMARY

LOSSES OF FERTILIZING ELEMENTS IN THE SANDY SOIL OF LANDES (DEPARTMENT OF FRANCE) SUBJECTED TO INTENSIVE FERTILIZATION AND IRRIGATION

The use of lysimeters permitted the accurate qualitative and quantitative estimation of fertilizing elements drained beyong the reach of roots, during one year of cultivation, in sandy soil in Landes. In the case of maize crops, these losses are estimated at 47 kg/ha/year nitrate nitrogen, 62 kg potassium oxyde, 270 kg calcium oxyde, 103 kg magnesium oxyde and only 1.2 kg

phosphoric acid. In the case of grass crops, the percolated water is less rich than with maize, the losses being 10 kg/ha/year nitrate nitrogen, 26 kg potassium oxyde, 153 kg calcium oxyde, 55 kg magnesium oxyde, and 0.6 kg phosphoric acid.

The percolated water is richest during the period of intensive irrigation. From the determination of losses in fertilizing elements for a watershed basin of 900 hectares of sandy soil, it could be established that the enrichment of the water-bearing bed and effluents by the fertilizers was very slight.

The results, as a whole, which have still to be confirmed by research in progress, permit one to think that the risks of water-pollution, on account of the fertilization of maize, do not have the seriousness one is sometimes inclined to attribute to them.

ZUSAMMENFASSUNG

VERLUSTE AN DÜNGEELEMENTEN IN DEN SANDBÖDEN DER LANDES, DIE EINER INTENSIVEN DÜNGUNG UND BEWÄSSERUNG UNTERWORFEN WERDEN

Die Benützung der lysimetrischen Zellen ermöglichte die genaue qualitative und quantitative Bestimmung der Düngeelemente, die im Verlauf eines Anbaujahres in den Sandböden der Landes aus der Reichweite der Wurzeln abgeführt werden. Beim Mais betragen diese Verluste 47 kg/ha und Jahr Nitrate, 62 kg Pottasche, 270 kg Kalk, 103 kg Magnesia und nur 1.2 kg Phosphorsäure. Beim Gräseranbau sind die durchgeseihten Wässer ärmer als beim Mais und entsprechen ca. 10 kg/ha und Jahr Nitrate, 26 kg Pottasche, 153 kg Kalk, 55 kg Magnesia und 0.6 kg Phosphorsäure.

Während der intensiven Bewässerungsperiode sind die Perkolate am reichten. Die Bestimmung der Verluste an Düngeelementen in einem abschüssigen Becken von 900 ha Sandböden ergab, dass die Anreicherung des Grundwassers und der Abwässer durch die Düngemittel sehr gering war.

Die Gesamtheit diseser Ergebnisse, die allerdings erst von noch laufenden Versuchen bestätigt werden müssen, gestattet die Annahme, dass die Verschmutzungsgefahr der Wässer infolge Maisdüngung nicht so schwerwiegend sei wie manchmal behauptet.

РЕЗЮМЕ

Потери питательных элементов в песчанной почве Ланд, при интенсивных удобрении и орошении.

К. КУПРОН.

Применение лизиметрических делянок позволило точную количественную и качественную оценку питательных элементов увлеченных за пределы корневой активности в течение года культуры на песчанной почве департамента Ланд. Подкукурузой потери эти представляют 47 кг нитратного азота га/в год, 62 кг калия, 270 кг кальция, 103 кг магния, и только 1,2 кг фосфорной кислоты. Под травостоями, воды фильтрации менее богаты минеральными элементами чем под кукурузой, и потери представляют в этом случае 10 кг нитратного азота га/в год, 26 кг калия, 153 кг кальция, и 0,6 кг фосфорной кислоты.

В течение периода орошения воды фильтрации наиболее сильно обогащены минеральными элементами, но определение потерь этих эле-

ментов на уровне водосборного бассейна под 900 га песчанной почвы, позволило отметить что загрязнение грунтовых вод и источников удобрениями было еще очень слабым.

Обобщение этих результатов, нуждающихся еще в подтверждении продолжающегося изучения, позволяет все-же утверждать что риск загрязнения вод вызванный интенсивным удобрением кукурузы не так велик, как это обычно принято думать.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BINGHAM F. T., DAVID S., SHADE E., 1971. Water relations, salt balance and nitrate leaching losses of a 960-acre Citrus wateshed. *Soil Sci.*, **112** (6), 410-418.

BOLTON E. F., AYLESWORTH J. W., HORE F. R., 1970. Nutrient losses through tile drains under three cropping systems and two fertility levels on a Brookston Clay soil. *Canad. J. Soil Sci.*, **50**, 275-279.

COPPENET M., 1969. Résultats de douze années d'observations lysimétriques à Quimper (1954-1965). *Ann. agron.*, **20**, 111-143.

COURPRON C., 1969. Comparaison de la mobilité des différents sels de potasse appliqués à un sol sablo-humifère des Landes de Gascogne. *C. R. Acad. Agric.*, 891-896.

GADET R., SOUBIES L., 1972. Entraînement de l'azote des engrais par les eaux de drainage. Bilan. Influence de l'azote des engrais sur la formation d'azote nitrique dans les sols. *C. R. Acad. Agric.*, **58**, (4), 266.

JAIN A., SAXENA H., 1971. Lysimeter studies on the short term effect of composition of irrigation water on the boron accumulation in soil. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, **19** (2), 171-174.

KINDERIS Z. B., 1970. Leaching of nutrients by drainage waters. *Soviet Soil Sci.*, **1**, 99-108.

LOW A. J., ARMITAGE E. R., 1970. The composition of the leachate through cropped and uncropped soils in lysimeter compared with that of the rain. *Plant and Soil*, **33** (2), 393-411.

MALICORNET H., PONTAILLER S., 1971. Existe-t-il une pollution par les engrais? *Agriculture* (46).

NIGHTINGALE H. I., 1972. Nitrates in soil and ground water beneath irrigated and fertilized crops. *Soil Sci.*, **114** (4), 300-311.

STIKSTOF, 1972. (Dutch Nitrogenous Fertilizer Review) : Fertilizers and water quality, nº 15, p. 1 à 80.

TAYLOR A. W., EDWARDS W. M., SIMPSON E. C., 1971. Nutrients in streams draining woodland and farmland in Ohio. *Water Resources Res.*, **7** (1), 81-89.

ZWERMAN P. J., THOMAS GREWELING, KLAUSNER S. D., LATHWELL D. J., 1972. Nitrogen and phosphorus content of water from tile drains at two levels of fertilization. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **36** (1), 134-137.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 483-497.

POLLUTION DE LA NAPPE AQUIFÈRE PROFONDE PAR LES CHLORURES A LA SUITE DE LA MISE EN SERVICE DE L'AUTOROUTE A-6 DANS L'ARRIÈRE-CÔTE DE LA CÔTE-D'OR

A. CLAIR

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches de Dijon, I. N. R. A.,
21034 Dijon Cedex

RÉSUMÉ

Pour éviter la formation de verglas, l'Autoroute A-6 demande en hiver de fréquents salages dans la traversée de l'Arrière-Côte de la Côte d'Or, par suite des conditions climatiques rigoureuses. Plusieurs centaines de tonnes de chlorure de sodium sont ainsi drainées vers la nappe profonde contenue dans une épaisse série calcaire et polluent cette nappe, massivement aux abords de la chaussée, et d'une façon plus faible, mais encore sensible, jusqu'à une distance de 10 km après deux ans et demi de service.

La progression et l'intensité de cette pollution apportent de nouvelles et intéressantes informations sur la dynamique de la nappe profonde : les failles et le réseau karstique s'allongeant suivant l'axe de la Côte, ne jouent qu'un rôle réduit dans le sens de circulation et les vitesses de la nappe.

INTRODUCTION

Les sources alimentant en eau les collectivités de l'Arrière-Côte entre Beaune et la Vallée de l'Ouche et de la Côte de Beaune, représentent les exutoires des nappes contenues dans les séries calcaires du Jurassique moyen et supérieur formant l'ossature de l'Arrière-Côte.

A la suite de la mise en service, en automne 1970, de la partie de l'Autoroute A-6 traversant l'Arrière-Côte entre la Vallée de l'Ouche et Beaune, on observe une nette augmentation de la teneur en chlorures des eaux de certaines de ces résur-

gences parfois éloignées de plus de 5 km de l'autoroute ; cette augmentation de la teneur en chlorures des eaux peut être mise en relation avec la salure hivernale de la chaussée et apporte d'importants renseignements sur la dynamique de la nappe et, par conséquent, peut être utilisée pour la recherche d'une méthodologie de la délimitation des périmètres de protection qualitative des points d'eau.

ESQUISSE GÉOLOGIQUE

Entre la Vallée de l'Ouche, au N.-W., et Beaune, au S.-E., l'Arrière-Côte est essentiellement constituée par une série calcaire du Jurassique moyen de plus de 150 m de puissance, formant une succession de compartiments faillés s'effondrant progressivement d'Ouest en Est.

Série stratigraphique

Schématiquement, la série stratigraphique de cette région peut se résumer en quatre grands ensembles (RAT et TINTANT, 1963 ; CLAIR, 1966). De bas en haut, on observe :

— *les marnes du Lias moyen et supérieur*, série imperméable de plus de 100 m d'épaisseur formant le substratum généralisé des séries calcaires du Jurassique moyen et supérieur. Ce n'est que très localement, en bordure de la Faille de Saint-Romain, qu'affleurent les assises sous-jacentes : Lias inférieur, Infralias et Trias ;

— *les calcaires du Bajocien* (40 m) *et du Bathonien* (100 à 120 m) séparés par un niveau marno-calcaire (marnes à *Ostrea acuminita* du Bajocien supérieur) peu épais (10 à 15 m) ; ce niveau marno-calcaire peut localement former une coupure hydrogéologique entre les deux séries calcaires ;

— *les marnes et calcaires marneux du Jurassique supérieur :* marnes de l'Argovien et calcaires plus ou moins marneux du Rauracien recouvrant les calcaires bajociens et bathoniens à l'Est des failles de Saint-Romain et d'Arcenant ;

— *le remplissage continental tertiaire et quaternaire* de la Dépression bressanne au S.-E. de la Côte de Beaune et pouvant atteindre plusieurs centaines de mètres de puissance : marnes, calcaires lacustres, poudingues, limons et graviers alternant dans une série relativement imperméable.

Schéma structural

La zone intéressée (fig. 1) est limitée à l'Ouest par la Faille de Bligny-sur-Ouche - Crugey qui a un rejet d'une cinquantaine de mètres et sépare les affleurements du Lias argileux de la partie sud de l'Auxois et la série calcaire bajo-bathonienne de l'Arrière-Côte ; cette faille de direction méridienne est coupée par l'autoroute à Crugey. Vers l'Est, l'Arrière-Côte s'achève par la grande faille de direction varisque du pied de la Côte (Côte de Beaune) bordant la Dépression bressanne au remplissage continental tertiaire et quaternaire. La faille (ou plus exactement l'ensemble de failles) du pied

de Côte a un rejet très important puisque le toit du Bathonien se situant à la cote 400 à l'Ouest de Beaune se retrouve à une profondeur de 1 277 m (cote — 078) dans le sondage d'Argilly à 12 km à l'Est.

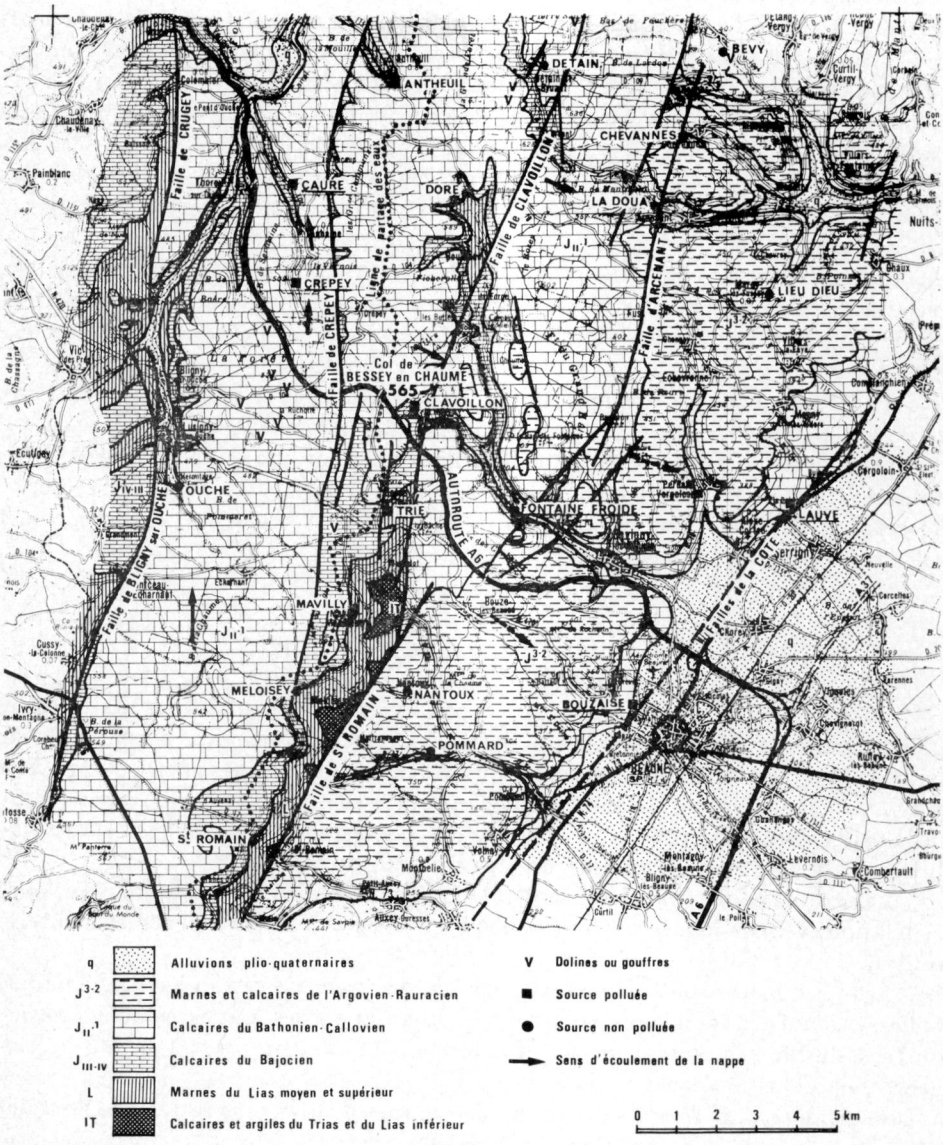


FIG. 1. — *Plan de situation*

Entre ces deux failles, l'Arrière-Côte forme un plateau calcaire culminant entre les cotes 500 et 600, s'allongeant du S.-W. au N.-E. avec une largeur d'une quinzaine de kilomètres et se divisant en trois compartiments s'affaissant d'Ouest en Est comme l'ensemble de la structure :

— entre les failles de Bligny-Crugey à l'Ouest et les failles de Saint-Romain et Clavoillon, affleurent les calcaires bathoniens culminant à la cote 600 ; la Vallée de l'Ouche érodant cette série jusqu'à la cote 350 met à jour les calcaires bajociens et très localement les marnes du Lias. Vers l'Est, en bordure occidentale de la Faille de Saint-Romain, l'érosion fait apparaître, dans la région de Meloisey, la série marneuse liasique et parfois même son substratum infraliasique et triasique. Ce compartiment occidental de l'Arrière-Côte montre un léger pendage vers le Nord et est recoupé longitudinalement par la Faille de Crépey d'un léger rejet contraire. Cette partie orientale du compartiment occidental constitue la ligne de partage des eaux entre les affluents de l'Ouche et les rivières coulant vers la dépression bressanne ; le Col de Bessey-en-Chaume représente le point haut de l'Autoroute à la cote 565 ;

— entre la Faille de Clavoillon et la Faille d'Arcenant, le compartiment central est sub-horizontal. Les calcaires bathoniens y affleurent largement jusqu'à la cote 600, recouverts sporadiquement par des lambeaux de marnes argoviennes. Dans ce compartiment central, la Vallée du Rhoin entaille les calcaires bathoniens et bajociens jusqu'à leur base, à la cote 300 près de Fontaine Froide ;

— le compartiment oriental, qui ne dépasse pas la cote 450, est, au contraire, recouvert par les marnes et calcaires marneux de l'Argovien et du Rauracien qui masquent les calcaires bathoniens n'affleurant qu'en bordure de la Côte et dans les vallées du Rhoin et du Meuzin. Ce compartiment oriental forme l'« Arrière-Côte » au sens strict, tandis que les compartiments central et occidental essentiellement calcaires constituent la « Montagne ».

DONNÉES HYDROGÉOLOGIQUES

L'Arrière-Côte se caractérise par la prédominance des affleurements calcaires (appartenant en majeure partie au Bathonien), très perméables, avec un réseau hydrographique constitué essentiellement par des vallées sèches. Les rares rivières pérennes (Ouche, Rhoin, Meuzin) s'établissent sur le substratum liasique ou au niveau de la nappe dont la cote de stabilisation est liée à celle du remplissage de la Dépression bressanne se comportant comme un ensemble imperméable.

La série calcaire profondément altérée montre un réseau karstique très développé en relation avec des dolines ou gouffres nombreux dans les compartiments occidental et central.

Les résurgences sont rares et sont liées, d'une part, au réseau karstique ou aux failles, et d'autre part, à la présence des trois niveaux marneux imperméables (marnes du Lias, du Bajocien supérieur et de l'Argovien) (PERRIAUX, 1957). Parmi ces résurgences, on peut distinguer :

— *des sources de déversement* au toit des marnes du Lias (source de Trie, Fontaine Clavoillon, source d'Antheuil, Fontaine Froide, source de la Dore...), au toit des marnes à *Ostrea acuminita* du Bajocien supérieur (sources de l'Ouche, de la Caure, de Crépey) ou au toit des marnes argoviennes (Lieu-Dieu, source de Pommard, source de Nantoux) ;

— *des résurgences karstiques* au niveau des failles (source de la Doua) ;

— *des résurgences de débordement ou de trop-plein* au niveau de la Faille de la Côte, en bordure du remplissage de la Dépression bressanne formant barrage (sources de la Lauve et de la Bouzaise).

Par suite de l'affaissement progressif des séries calcaires d'Ouest en Est, et du point bas que constitue la Dépression bressanne (cote 220), les sources d'un débit important se localisent au point où le Rhoin recoupe la Faille d'Arcenant (Fontaine Froide d'un débit d'étiage de 32 l/s) ou en bordure des failles de la Côte (sources de la Lauve et de la Bouzaise d'un débit d'étiage total de 85 l/s) où la nappe est retenue latéralement par les atterrissements de la Dépression bressanne.

La source de l'Ouche, alimentée par le Synclinal des Chaunes d'Auvenay, d'un débit d'étiage de 35 l/s, est la seule résurgence importante de la bordure nord.

Les autres sources, et en particulier celles qui sourdent au toit de l'Argovien, n'ont qu'un faible débit d'étiage de l'ordre du litre/seconde.

Toutes ces sources se caractérisent par un régime très irrégulier dû à la forte perméabilité des calcaires. En effet, si l'impluvium formé par les calcaires bathoniens permet une infiltration importante (environ 300 mm par an) entraînant un débit global des résurgences de l'ordre de 70 millions de m^3 par an (débit moyen annuel de 2,2 m^3/s), le débit d'étiage de l'ensemble des sources ne dépasse pas 200 l/s soit dix fois moins. Si le débit spécifique moyen annuel est voisin de 7 l/s/km^2, le débit spécifique d'étiage ne dépasse donc pas 0,7 l/s/km^2 ; c'est ce débit d'étiage relativement faible qui marque le seuil des ressources utilisables au fil de l'eau.

On remarque que le compartiment oriental est recouvert par les marnes de l'Argovien limitant considérablement l'infiltration directe des eaux dans ce compartiment, et que les importantes sources de trop-plein en bordure de la Côte (Lauve, Bouzaise) ne peuvent être alimentées qu'à partir des affleurements calcaires des compartiments central et occidental ; en effet, par suite de l'épaisseur des séries calcaires et de la faible puissance des marnes du Bajocien supérieur, les failles de Crépey, Clavoillon ou Arcenant ne constituent pas un obstacle à la circulation des eaux d'Ouest en Est.

Mis à part le Synclinal des Chaumes d'Auvenay (en bordure sud du compartiment occidental) où les circulations s'effectuent du Sud au Nord, et bien que le karst soit le plus souvent orienté, comme les failles, suivant la direction méridienne ou varisque, les circulations préférentielles semblent s'établir d'Ouest en Est, perpendiculairement à la structure. Ces circulations d'Ouest en Est s'expliquent par le fait que la nappe est mise en charge dans les compartiments où affleurent les calcaires bathoniens et est drainée vers l'Est, vers le point bas que constitue la Dépression bressanne.

GÉOCHIMIE DES EAUX

La majeure partie de l'impluvium perméable étant constituée par les calcaires bathoniens, les eaux des résurgences ont des caractéristiques géochimiques très voisines.

Ces eaux (fig. 2) ont un faciès bicarbonaté calcique très faiblement magnésien avec une dureté importante (TH [1] de 29 à 35°). La teneur en bicarbonates (TAC [1] relativement important de 27 à 31°) et en calcium (Ca de 100 à 125 mg/l) varie peu

(1) TH : titre hydrotimétrique ou dureté. Somme des concentrations calciques et magnésiennes (rCa + rMg). Exprimé en degrés français : un degré égale 0,2 milliéquivalent par litre (5° = 1 méq/l).
TAC : titre alcalimétrique complet. Correspond à la teneur de l'eau en alcalis libres, carbonates et bicarbonates. Exprimé en degrés français : un degré égale 0,2 milliéquivalent par litre (5° = 1 méq/l).

dans le temps pour une même source, ou dans l'espace, d'une source à l'autre. La teneur en magnésium (liée à la présence sporadique de niveaux dolomitiques dans le Bathonien), quoique faible, est au contraire plus variable (Mg de 8 à 10 mg/l en

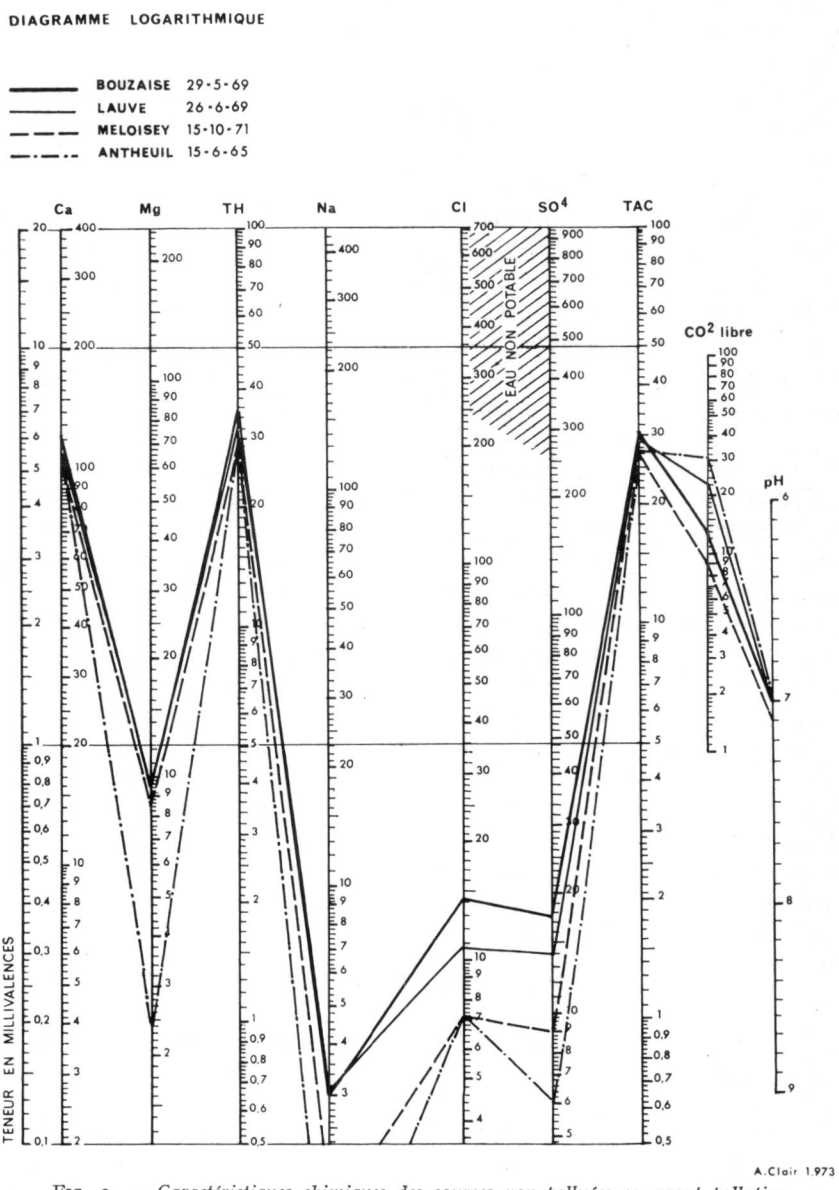


FIG. 2. — *Caractéristiques chimiques des sources non polluées ou avant pollution*

moyenne, mais plus faible et de 2,4 à 3,6 mg/l à la source d'Antheuil qui sourd des calcaires bajociens).

La teneur en chlorures et en sulfates est réduite (7 à 14 mg/l de Cl et 6 à 18 mg/l de SO^4). On remarque que dans ces eaux, une partie seulement du chlore est associée

au sodium ou au potassium ; le rapport rCl — (rNa + rK)/rCl ou indice de déséquilibre chlore-alcalin (i.d.) est important (voisin de 0,5) : il y a échange de base entre les alcalins de l'eau (Na, K) et les alcalino-terreux du sol (Ca, Mg) au niveau des minéraux argileux.

Dans une nappe alimentée à partir d'un impluvium calcaire, comme c'est le cas ici, les chlorures proviennent essentiellement des eaux de pluie (1).

Ces eaux sont normalement chargées en anhydride carbonique libre (12 à 30 mg/l) et ont un pH voisin de la neutralité (7 à 7,2).

Pollution par l'Autoroute

L'Autoroute A-6 traverse l'Arrière-Côte sur une longueur de 20 km, entre le Viaduc de Pont d'Ouche au N.-W. et Beaune au S.-E.

A la suite de la mise en service de l'autoroute en automne 1970, on a pu observer une augmentation de la teneur en chlorures des eaux de plusieurs résurgences de la nappe des calcaires bajociens et bathoniens.

La composition chimique (et en particulier la teneur en chlorures) des eaux des nappes dont l'impluvium n'est pas traversé par l'Autoroute (source de l'Ouche provenant du Plateau des Chaumes d'Auvenay par exemple) n'a pas varié (fig. 3 *a*). On n'a, également, observé aucune variation dans la composition chimique des eaux

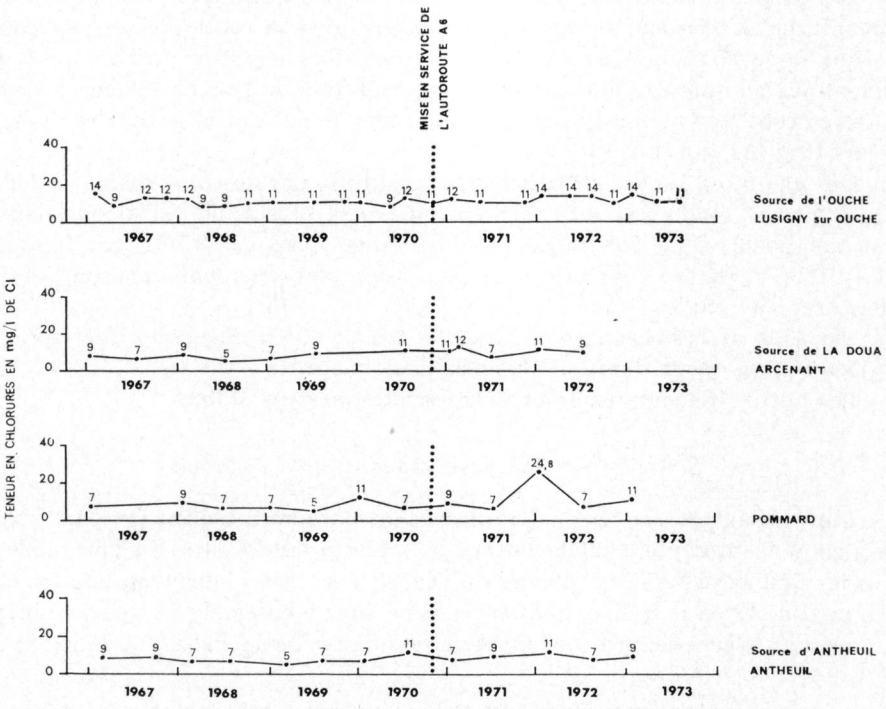


FIG. 3 *a*. — *Résurgences non polluées par les chlorures*

(1) Les analyses effectuées par la Station d'Agronomie de l'Yonne montrent que les eaux de pluie contiennent de 4,3 à 11,4 mg/l de Cl sous forme de chlorures.

des sources ou résurgences karstiques très éloignées de l'Autoroute (résurgence de la Doua près d'Arcenant à 8 km au N.-E. de l'A-6 ou source d'Antheuil) ou dans les eaux des sources de la base du Rauracien (source de Pommard par exemple) qui, pour la plupart, n'ont qu'un impluvium très localisé.

On observe cependant, parfois, une augmentation accidentelle de courte durée de la teneur en chlorures pendant l'hiver (captage de Pommard par exemple) qui peut être mise en relation avec le salage d'une route proche de la source. C'est ainsi que certaines sources, comme le captage de Trie (fig. 3 *c*) peuvent être polluées par des épandages de sel sur le réseau routier secondaire, épandages accrus depuis la mise en service de l'Autoroute.

Par contre, dans toutes les sources dont l'impluvium est traversé par l'Autoroute, la teneur en chlorures des eaux a nettement augmenté à partir de 1971 et cette augmentation ne peut être mise en relation qu'avec les épandages de sel sur la chaussée de l'autoroute en hiver.

Parmi ces pollutions, on peut distinguer une pollution due au dépôt de sel du Col de Bessey-en-Chaume et une pollution provoquée par le lessivage des chlorures épandus sur la chaussée de l'Autoroute.

Dépôt de sel de Bessey-en-Chaume

A moins d'un kilomètre au S.-E. de l'important dépôt de sel établi sans précaution spéciale et situé sur les calcaires bathoniens près du col de Bessey-en-Chaume, les eaux de la Fontaine Clavoillon (utilisées pour l'alimentation du hameau de Clavoillon) ont marqué en 1971 une nette augmentation de leur teneur en chlorures : 9 mg/l en 1967, 106 mg/l le 31 août 1971, 131 mg/l le 1er décembre 1972 et 82 mg/l le 6 mars 1973 (fig. 3 *b* et 4) (1).

Ces chlorures sont essentiellement constitués par des chlorures de sodium (rCl = 3,70 et rNa + rK = 3,16) avec un i.d. (2) plus faible (0,15) que dans les eaux non polluées. Cet i.d. faible est dû à l'augmentation de rCl, car le rapport rCl — (rNa + rK) = 0,54 méq/l est plus important qu'auparavant où rCl était inférieur à 0,3 méq/l.

Par suite de ces échanges de bases, la teneur en Ca augmente légèrement (de 0,3 méq/l) ainsi que la dureté (TH supérieur de 1 à 2°).

Les autres éléments (sulfates, bicarbonates) restent stables.

Lessivage des chlorures épandus sur l'Autoroute

Dans les autres sources du Bajocien et du Bathonien influencées par le salage hivernal de l'Autoroute, l'augmentation de la teneur en chlorures est plus faible que dans les captages situés à proximité du dépôt de sel ; cette augmentation est de 10 à 20 mg/l de Cl en moyenne, mais elle s'étend sur un ensemble de sources réparties sur une surface supérieure à 100 km² et sourdant aussi bien à la base du Bajocien qu'à

(1) La circulaire du 15 mars 1962 limite à 250 mg/l la teneur en chlore des chlorures dans les eaux utilisées pour l'alimentation humaine.

(2) i.d. : indice de déséquilibre chlore-alcalins ; est égal à :

$$\frac{rCl - (rNa + rK)}{rCl}$$

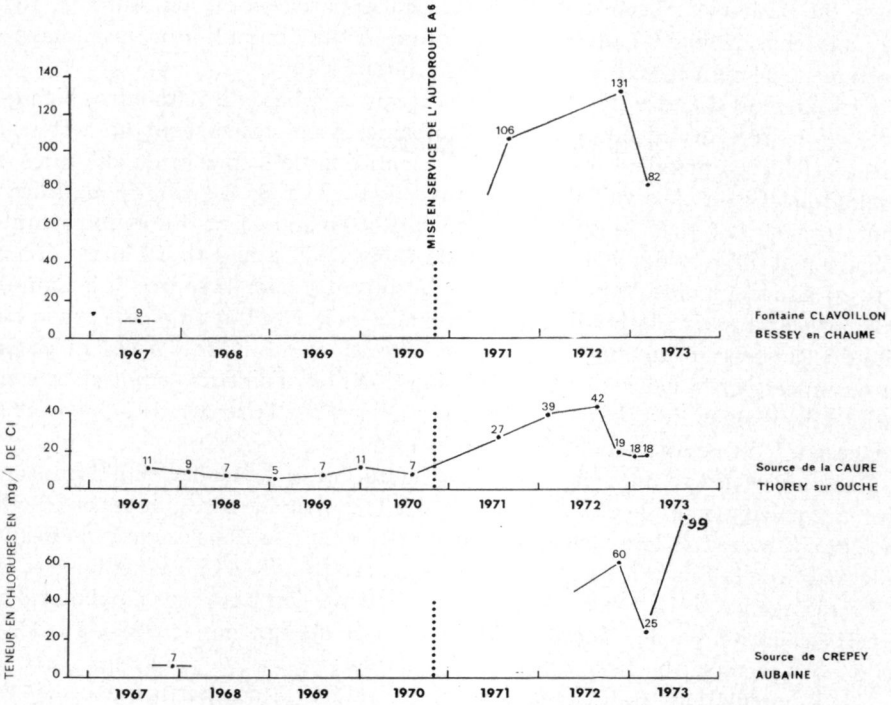


FIG. 3 *b.* — *Résurgences fortement polluées par les chlorures*

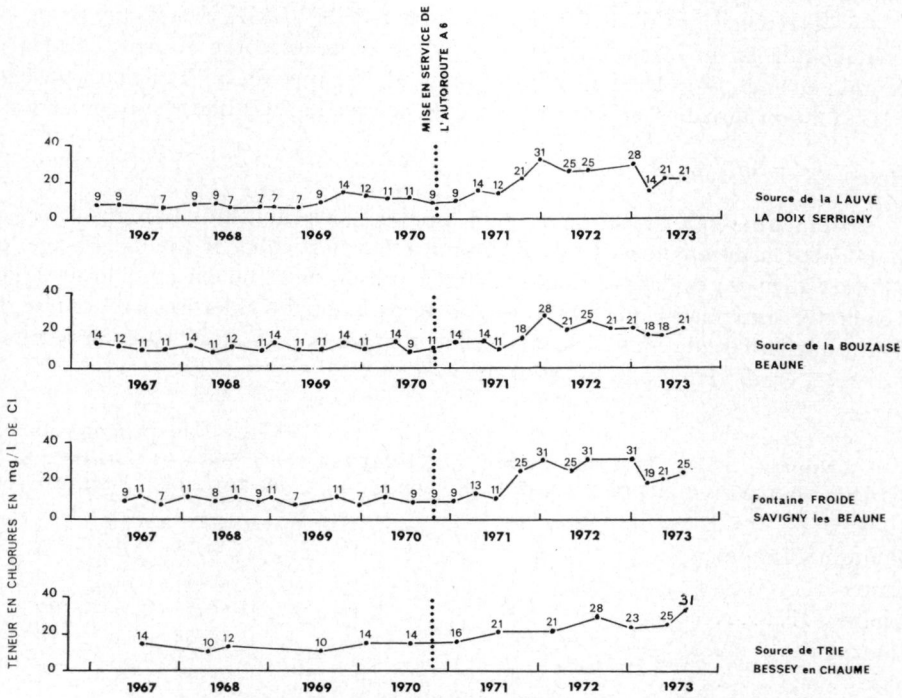


FIG. 3 *c.* — *Résurgences éloignées faiblement polluées par les chlorures*

la base du Bathonien. Cette pollution, souvent apparue en été ou automne 1971, s'est maintenue pendant l'année 1972 avec une faible diminution au printemps et a légèrement décru à la suite des pluies du printemps 1973.

La source de la Caure (fig. 1 et 3 *b*) émergeant à la base du Bathonien, bien que située sur la rive droite du Ruisseau d'Aubaine, a été rapidement et nettement influencée (c'est la première source où l'augmentation de la teneur en chlorures ait été remarquée) : on observait de 5 à 11 mg/l de Cl de 1967 à 1970, 27 mg/l dès le 2 août 1971 et 42,6 mg/l le 17 août 1972. Si des teneurs en chlorures importantes ont également été relevées dans la source de Crépey (60,4 mg/l de Cl le 1er décembre 1972) située à moins d'un kilomètre de l'Autoroute, pour la source de la Caure, il faut envisager une circulation des eaux du Sud vers le Nord et en partie sur la rive droite du Ruisseau d'Aubaine, par suite de la présence des marnes à *Ostrea acuminata* recoupées par la vallée ; cette circulation S.-N. est d'ailleurs conforme aux circulations du Plateau des Chaunes d'Auvenay alimentant la source de l'Ouche et au pendage nord du compartiment faillé occidental.

Dans les autres sources (fig. 3 *c*), l'augmentation de la teneur en chlorures est moins marquée (31 mg/l de Cl à Fontaine Froide le 20 janvier 1972), mais cette pollution peut s'étendre très loin : elle se retrouve nettement à la Bouzaise près de Beaune et à la source de la Lauve à La Doix-Serrigny (28 et 31 mg/l de Cl le 20 janvier 1972).

La résurgence de La Doua à Arcenant n'étant pas (ou pas encore) polluée, pour que cette pollution par les chlorures de l'Autoroute atteigne les sources de la Côte, nous devons reconnaître deux types de circulation :

— des circulations S.-N. dans la partie orientale du compartiment occidental (comme à l'Ouest de la faille de Crépey),

— des circulations W.-E. (ou plus exactement WNW-ESE, c'est-à-dire perpendiculairement à la direction varisque des failles) dans les compartiments central et oriental ; en effet, dans le compartiment oriental, la nappe du Bathonien est protégée de la pollution directe de l'Autoroute par la couverture des marnes argoviennes.

Vitesses de circulation.

On remarque, en consultant le tableau ci-dessous montrant le temps qui s'est écoulé entre la mise en service de l'Autoroute (en particulier le premier salage lors de l'hiver 1970-71) et l'apparition de l'augmentation de la teneur en chlorures dans les eaux des résurgences, que les vitesses de propagation des chlorures sont différentes suivant que les circulations aquifères s'effectuent du Sud au Nord (5 à 1 m par jour) ou d'Ouest en Est (18 à plus de 27 m par jour).

Nom de la source	Distance en km depuis l'Autoroute	Temps en mois	Vitesse de propagation	
			en km/mois	en m/j
Fontaine Froide.	1,5	10	0,15	5
Caure	> 2	< 10	0,2	7
Lauve	> 8	10	> 0,8	> 27
Bouzaise	6	11	0,55	18
Trie	3	6	0,4	14

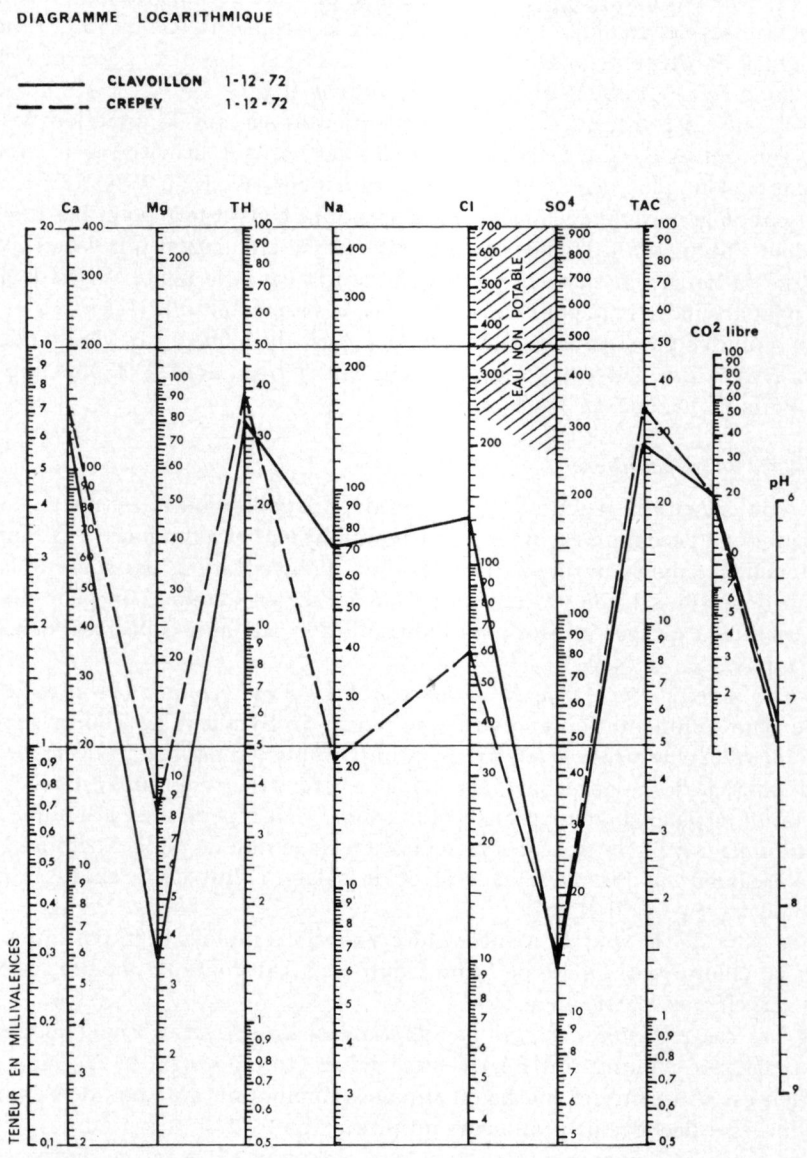


FIG. 4. — *Caractéristiques chimiques des sources polluées*

Dans une série calcaire où le réseau karstique est apparemment très développé, ces vitesses sont relativement faibles et se rapprochent plus des vitesses de circulation en nappe (1,7 m/j entre la Saône et le Puits de Glanon, 0,4 à 0,8 m/j dans la Plaine des Tilles (CLAIR, 1973), 0,8 m/j dans le bassin d'Évian (FONTES *et al.*, 1967)) que des vitesses de circulation dans les réseaux karstiques (1 000 m/j à la résurgence de Morgueil à Fleurey-sur-Ouche (CURTEL, 1911) et 2 400 à 4 800 m/j dans le réseau de la Bèze (ALESSANDRELLO *et al.*, 1971 *a* et *b*)).

Bien que les réseaux karstiques soient orientés suivant la direction des failles (le plus souvent N.-S. dans l'Arrière-Côte) (TINTANT, 1958), les vitesses de circulation de la nappe sont plus liées à la pente de ces nappes (W.-E.ou WNW-ESE dans le cas présent où la bordure de la Dépression bressanne constitue le point bas des nappes ayant leur impluvium à l'Ouest) qu'aux réseaux de circulation privilégiés que peut constituer la karst ; en effet, en période de hautes eaux, la pente WNW-ESE de la nappe peut atteindre 12 m par km. Dans ce cas, la perméabilité K (K en m/s = vitesse V en m/s divisée par le gradient hydraulique *i*) est du même ordre de grandeur que dans la Vallée des Tilles (0,5 à $2{,}2.10^{-2}$ au lieu de 0,5 à 1.10^{-2}) et plus importante qu'au Puits de Glanon (2.10^{-3}).

Importance de la pollution.

Si l'on excepte la pollution de la Fontaine Clavoillon où la teneur en chlorures (131 mg/l le 1er décembre 1972) peut croître rapidement et a tendance à se rapprocher de la teneur maximale autorisée dans les eaux d'alimentation, par suite de la proximité du dépôt de sel non protégé du col de Bessey-en-Chaume, on peut distinguer (dans les seuls captages utilisés pour l'alimentation humaine collective) deux degrés dans la pollution actuelle :

— *les sources situées à faible distance de l'Autoroute,* comme la source de Crépey utilisée pour l'alimentation en eau d'une partie du Syndicat de Thorey-sur-Ouche, où la teneur en chlorures est relativement importante (60 mg/l le 1er décembre 1972). Dans le captage de la Caure, l'augmentation de la teneur en chlorures est relativement importante jusqu'en août 1972 (mais plus faible qu'à Crépey), puis a diminué à partir de l'automne 1972 à la suite des précipitations (285 mm de pluie d'octobre à février 1973 à Beaune) sur l'impluvium local et du salage réduit de la chaussée pendant l'hiver 1972-73 peu rigoureux.

Les eaux de ces sources montrent des variations rapides et importantes de leur teneur en chlorures par suite de la proximité de l'Autoroute et doivent faire l'objet d'une surveillance particulière.

— *les sources situées à plus grande distance de l'Autoroute* où l'augmentation de la teneur en chlorures est relativement faible (10 à 20 mg/l de Cl), mais où cette pollution est constante et n'a pas marqué de diminution au cours de l'été 1972 [1], après un léger fléchissement au cours du printemps 1972.

Au cours de l'hiver 1972-73 (hiver peu rigoureux où le salage des routes a été réduit), on note une nette diminution de la teneur en chlorures par suite de la dilution due à l'infiltration d'une partie des précipitations sur l'impluvium local.

[1] La fréquence des prélèvements variant de 3 à 6 mois, il est possible que, sur certaines sources, les pluies d'automne provoquent une légère diminution de la teneur en chlorures, comme cela a été observé à la Caure.

Dans ces sources, la pollution peut s'accentuer légèrement, mais surtout s'étendre géographiquement de façon lente sans variations brutales.

En tenant compte du débit global de la partie polluée de la nappe (14 millions de m^3 par an), une augmentation moyenne de la teneur en chlorures de 0,15 mg/l (en Cl) correspond à une dispersion annuelle de 215 t de Cl, soit 350 t de chlorure de sodium. Cette quantité, importante au premier abord, est tout à fait en relation avec le tonnage annuel de sel épandu sur l'Autoroute entre Pont d'Ouche et Beaune. Les épandages demandant 20 g de chlorures par m^2 pour un traitement curatif et 40 g pour un traitement préventif (400 à 800 g par mètre linéaire de chaussée), chaque traitement, sur les 20 km de chaussée entre le viaduc de Pont-d'Ouche et Beaune, demande de 8 à 16 t de chlorures ; il suffit donc de 20 à 50 épandages par hiver pour obtenir une consommation annuelle de 350 t de chlorures.

CONCLUSIONS

Le contrôle régulier des caractéristiques chimiques des eaux utilisées pour l'alimentation des collectivités nous a permis de mettre en évidence la pollution de la nappe de l'Arrière-Côte à la suite de la salure hivernale de l'Autoroute A-6 ; cette pollution est, dans son ensemble, peu importante (augmentation moyenne de la teneur en Cl de 10 à 20 mg/l) mise à part la pollution plus brutale de la Fontaine Clavoillon par le dépôt de sel du col de Bessey-en-Chaume qui devrait être protégé (couverture, aire étanche...). Elle atteint cependant des valeurs inquiétantes dans les sources les plus proches de l'Autoroute (60 mg/l à Crépey) ; elle semble avoir atteint sa valeur maximale en automne 1972, mais peut encore s'étendre géographiquement.

Cette pollution a permis de montrer que les vitesses de circulation des eaux dans la nappe des calcaires bajo-bathoniens sont essentiellement fonction de la pente Ouest-Est de cette nappe et que les circulations karstiques ne jouent qu'un rôle réduit.

D'autre part, cette pollution par les chlorures, peu dangereuse en elle-même (sauf pour Clavoillon et Crépey), peut s'accompagner de pollutions annexes dues à l'Autoroute elle-même : sels divers mêlés aux chlorures épandus, hydrocarbures, plomb, pollution accidentelle par déversement de produits toxiques en cas d'accident...

Dans ce cas, et en général dans le cas d'un impluvium calcaire, les périmètres de protection des sources devraient, pour être efficaces, atteindre une très grande extension (1), et de grands ouvrages comme la construction d'une autoroute devraient s'accompagner d'une collecte et d'une évacuation soignée et peut-être lointaine des eaux de ruissellement de la chaussée.

Si on a déjà pu reconnaître l'influence de la salure des autoroutes sur les cultures des bandes médianes, c'est la première fois qu'une pollution plus généralisée et relativement importante est signalée ; cette pollution est due à la traversée d'un vaste plateau essentiellement calcaire, à une altitude relativement élevée et à un climat continental assez rude.

Reçu pour publication en janvier 1974.

(1) Le périmètre de protection éloigné de la Source de la Caure établi en 1972 ne s'étend pas à l'Ouest du Ruisseau d'Aubaine et est très loin d'atteindre l'autoroute, ce qui le rend partiellement inefficace.

SUMMARY

POLLUTION OF THE UNDERGROUND WATER-BEARING BED BY CHLORIDE FOLLOWING THE OPENING OF THE A6 MOTORWAY IN THE ARRIÈRE-CÔTE OF THE CÔTE-D'OR (DEPARTMENT OF FRANCE)

In order to prevent black ice formation caused by harsh climatic conditions, the A-6 Motorway requires frequent salting in winter, where it crosses the Arrière-Côte of the Côte-d'Or. Several hundred tons of sodium chloride drain, in this manner, to the water-bearing bed contained within a thick calcareous series, and cause massive pollution of this water-bearing bed both around the motorway and to a lesser though still appreciable degree up to a distance of 10 km, after two and a half years of the motorway being in service.

The progression and intensity of this pollution supplies new and interesting information on the dynamics of the underground-water bed : the faults and karstic lattice which extend along the axis of the Côte play only a small role in the direction of circulation and the speeds of the water.

ZUSAMMENFASSUNG

VERSCHMUTZUNG DES GRUNDWASSERS IN DER ARRIÈRE-CÔTE DES CÔTE-D'OR DURCH CHLORIDE INFOLGE DER INBETRIEBNAHME DER AUTOBAHN A-6

Zur Vermeidung der Glatteisbildung muss die Autobahn A-6 im Bereich der Überquerung der Arriere-Côte des Côte-d'Or infolge strenger klimatischer Bedingungen im Winter oft mit Salz bestreut werden. Mehrere 100 tonnen NaCl werden somit in das tiefliegende Grundwasser, das sich in einer dicken Kalkschicht befindet, abgeführt und verschmutzen dieses Grundwasser sehr stark in unmittelbarer Nähe der Autobahn und etwas schwächer — aber noch immer fühlbar — bis zu einer Entfernung von 10 km in den 2 1/2 Jahren seit der Inbetriebnahme.

Das Fortschreiten und die Intensität dieser Verschmutzung liefern neue und interessante Informationen über die Dynamik des tiefen Grundwassers : die Sprünge des karstischen Gitters, die sich längs der Achse der Arriere-Côte ausdehnen, spielen nur eine geringe Rolle in der Beeinflussung der Zirkulationsrichtung und der Geschwindigkeit des Grundwassers.

РЕЗЮМЕ

Загрязнение глубоких грунтовых вод солями хлора при обслуживании автострады А-6 в тыловой части холмов департамента Кот д'Ор.

А. КЛЕР.

Для избежания гололедиц, автострада А-6 требует частых разбрасываний соли в тыловой части холмов департамента Кот д'Ор, которую она пересекает, из-за довольно суровых климатических условий этого района. Таким образом несколько сотен тонн хлористого натрия дренируются по направлению грунтовых вод находящихся в толстой известковой серии, и после двух с половиной лет обслуживания дороги

загрязняют эти воды, более сильно по близости от шоссе, и более слабо, хотя еще и очень чувствительно на расстоянии до 10-ти км от него.

Прогрессия и интенсивность этого загрязнения доставляют новую и интересную информацию о динамике глубоких грунтовых вод этого района : разрывы и карстовая сеть тянущиеся по длине оси департамента играют очень небольшую роль для направления и скорости движения этих грунтовых вод.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALESSANDRELLO S., AMIOT M., DELANCE J. H., 1971 *a*. Restitution de colorant par vagues successives. Rivière souterraine de Bèze, Côte d'Or. *Spelunca, Mém.*, **7**, 49-59.

ALESSANDRELLO E., AMIOT M., CLAIR A., PANIER J., RAT P., 1971 *b*. Hydrologie de surface et circulations karstiques dans le système Tille, Venelle, Bèze. Actes du Colloque d'Hydrologie en pays calcaire. Besançon, 8 et 9 octobre 1971. *Annales scientifiques de l'Université de Besançon*, sér. 3, Géologie, 157-164.

CLAIR A., 1966. Esquisse hydrogéologique de la Bourgogne. *Terres et Eaux*, **48**, 2-20.

CLAIR A., 1973. Étude de la pollution de la Saône et de sa nappe alluviale dans le département de la Côte d'Or. *Bull. scientifique de Bourgogne*, **27**, 1970.

CURTEL G., 1911. Les eaux de Dijon. Dijon et la Côte d'Or en 1911. *40e Congrès de l'Association française pour l'Avancement des Sciences*, Dijon 1911, III, 395-421.

FONTES J.-C., LETOLLE R., OLIVE Ph., BLAVOUX B., 1967. Oxygène 18 et Tritium dans le Bassin d'Évian. *Isotopes in Hydrology*, International Atomic Energy Agency, Vienna, 1967, 401-415.

PERRIAUX L., 1957. Hydrologie de la région beaunoise. *Sous le Plancher*, **2**, 26-29.

RAT P., TINTANT H., 1963. Carte géologique de France au 1/80 000. *Feuille de Beaune* (n° 125), 3e édition.

TINTANT H., 1958. Orientation tectonique et âge du karst en Côte d'Or. *Mémoires de l'Académie des Sciences, Arts et Belles-Lettres de Dijon*, CXIV, 1961, 11-18 et *Sous le Plancher*, 1958, **6**, 79-89 ; Communication présentée au 2e Congrès international de Spéléologie de Bari.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 499-513.

ÉVOLUTION DES TENEURS EN NITRATES DANS LES EAUX D'ALIMENTATION

(DÉPARTEMENT DE L'YONNE)

J. CHRÉTIEN, J. CONCARET (1) et Colette MÈRE
avec la collaboration de MM. de GRIMAL et VIGREUX(2)

Station agronomique de l'Yonne, I. N. R. A., 89000 Auxerre

RÉSUMÉ

Un accroissement très sensible des teneurs en nitrates dans les eaux de consommation du département de l'Yonne a été constaté au cours des dernières années.

Une vingtaine de captages ont été choisis en fonction de substrats géologiques aussi divers que possible. Pour ces captages, des analyses d'eau ont été effectuées chaque quinzaine pendant deux ans.

Différents types de comportement peuvent ainsi être mis en évidence et paraissent essentiellement liés à la nature des matériaux géologiques.

Cette étude fournit une série d'hypothèses sur les causes du phénomène constaté, tout en concluant à la nécessité de travaux complémentaires.

INTRODUCTION

La Station Agronomique de l'Yonne effectue les analyses des eaux de consommation de l'ensemble du département. Ce travail est réalisé en étroite collaboration avec la Direction Départementale de l'Action Sanitaire et Sociale. Depuis quelques années, une nette augmentation du taux des nitrates est apparue pour de nombreux captages et ce phénomène est particulièrement marqué depuis l'année 1969 (tabl. 1).

Ces faits nous ont semblé justifier une investigation plus poussée que la collaboration des services de la Direction Départementale de l'Action Sanitaire et Sociale nous a permis de mettre en œuvre pendant deux années complètes (1er juillet 1971 au 1er juillet 1973).

(1) Adresse actuelle : Station d'Agronomie, 7, rue Sully, 21034 Dijon Cedex.
(2) Direction Départementale de l'Action Sanitaire et Sociale.

TABLEAU I

Évolution de la teneur en nitrates dans les eaux de consommation au cours des 12 dernières années

(en mg/l : NO_3)

	1962	1963	1964	1965	1966	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973
Beine	5	10	11	11	3	3	7	14	22	40	32	30
Saint-Martin-sur-Armançon	11	2	20	9	7	8	5	11	40	56	46	64
Cruzy-Le-Chatel .	13	1	4	2	8	2	16	17	48	56	42	52
Etivey	11	8	7	7	4	6	6	16	48	40	42	43
Dissangis		11	11	9	3,5	5	15	15	28	30	36	28
Lichères près Aigremont	12	9	7	4	5,5	7	6	15	28	24	28	28
Chevannes	9	9	9		2	4	5	19	28	36	24	32
Charentenay	5	9	4	7	4	3	12	16	28	28	42	28
Druyes-les-Belles-Fontaines	9	9	7	10	2	5	4	18	40	40	30	40
Chastenay(Moulin-Mignon)	7	7	9	7	5,5	4	4	18	36	44	28	40
Lalande (Moulin-Malot)	9	8	9	9	6	5	4	13	28	32	36	32
Toucy (Quille) ...	9		4	9	7	4	5	19	36	48	36	50
Pontigny	12		7	9	3	5	8	14	18	48	42	42
Champlost	10	9	9	11		3	5	16	24	16	16	16
Armeau	10	9	7	1	8	5	4	16	56	36	36	44
La Celle-Saint-Cyr				7	2	3,5	4	15	28	24	28	26
Villefranche	12	10	5	10	2	2	6	12	24	18	24	26
Laduz			9	1	3	5	16	16	40	36	32	40
Saint-Maurice (La Chaume)	9	7	12	3	4	11	7	16	36	64	50	52
Thorigny-s/Oreuse	10	8	2	4	6	5	5	15	24	30	21	24
La Chapelle-sur-Oreuse	7	8	9	4	6	6	4	13	36	32	32	36
Sergines	12	8	9	9	5	2	2	13	24	28	28	30
Vinneuf	8	11	10	5	3,5	2	5	16	64	72	42	50
Villemanoche	7	10	9	8	6	7	10	12	36	32	36	28

I. — MÉTHODOLOGIE

Le département de l'Yonne présente du Sud au Nord une remarquable variété liée à sa position en bordure sud du Bassin Parisien. Les assises géologiques se succèdent régulièrement depuis les terrains sédimentaires du lias qui s'appuient sur le socle primaire du Morvan jusqu'aux dépôts tertiaires du Gâtinais (fig. 1).

Le regroupement des captages selon la nature du sous-sol s'imposait ainsi logiquement. Dans chaque petite région naturelle suffisamment représentative, nous avons donc choisi un certain nombre de captages pour lesquels les agents de la Direction Départementale de l'Action Sanitaire et Sociale ont bien voulu se charger d'effectuer un prélèvement par quinzaine. Parallèlement, les données pluviométriques correspondant à chaque lieu de prélèvement étaient recueillies.

Nous avons figuré les points choisis sur le schéma géologique du département (fig. 1). Les régions intéressées par cette enquête sont :

— les plateaux jurassiques de Bourgogne,

— les collines du Jurassique supérieur (Chablisien, Auxerrois, Forterre),

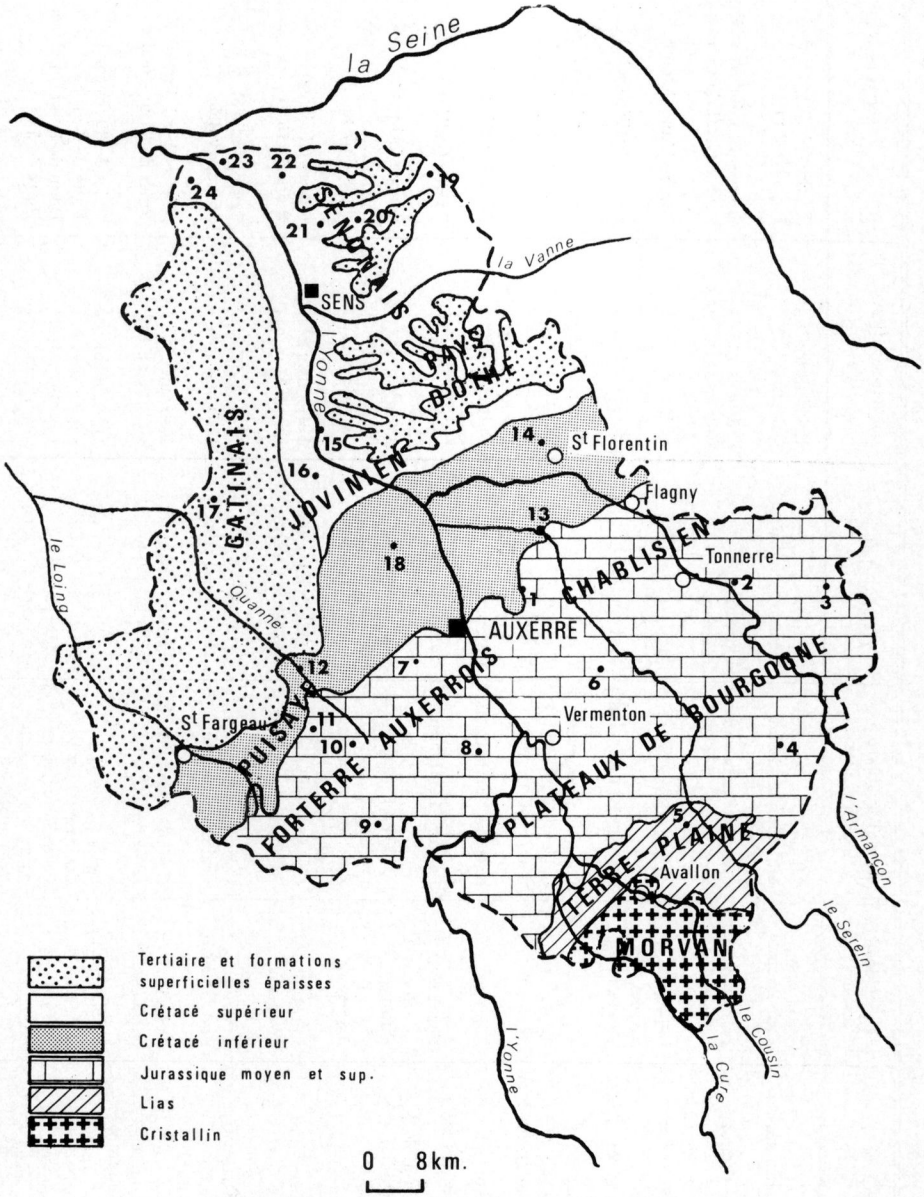


FIG. 1. — *Points de prélèvement et schéma géologique*

TABLEAU 2

Caractérisation des lieux de prélèvement

		Régions naturelles	Terrains géologiques	Géomorphologie	Occupation des sols	Captage
1	Beine	Chablisien	Calcaire Portlandien	Coteaux	Polyculture-bois	Source (pied de falaise)
2	Saint-Martin-sur-Armançon	Tonnerrois	Alluvions modernes Grève calcaire	Méandre de l'Armançon	Cultures	Puits de 3 m
3	Cruzy-Le-Chatel	Tonnerrois	Calcaire Rauracien	Plateau	Cultures	Source (bas de forte pente)
4	Etivey	Tonnerrois	Marnes et calcaires oxfordiens	Plateau	Cultures en zone déboisée	Source (fond de thalweg)
5	Dissangis	Plateau de Noyers	Calcaire Bajocien	Plateau	Cultures	Source (flanc de coteau)
6	Lichères près Aigremont	Tonnerrois	Calcaire Kimméridgien	Plateau	Forêts-cultures	Source (vallée sèche)
7	Chevannes	Auxerrois	Calcaire Portlandien	Coteaux	Prairies-cultures	Source (bord de vallée)
8	Charentenay	Auxerrois	Calcaire Kimméridgien	Plateau	Cultures	Source (bas de forte pente)
9	Druyes-les-Belles-Fontaines	Forterre	Calcaire Oxfordien	Plateau	Forêts Quelques cultures	Source (pied de falaise)
10	Chastenay (Moulin-Mignon)	Forterre	Calcaire Portlandien	Coteaux	Cultures	Source (petit thalweg)
11	Lalande (Moulin-Malot)	Forterre	Calcaire Portlandien	Coteaux	Polyculture Prairies	Source (vallée)
12	Toucy (Quille)	Puisaye	Sables et argiles albiens	Région vallonnée	Prairies	Source (mi-pente)
13	Pontigny	Auxerrois	Alluvions anciennes Cailloutis calcaires	Vallée du Serein	Grande culture	Puits de 7 m
14	Champlost	Forêt d'Othe	Craie Cénomanienne	Région vallonnée	Polyculture	Source (thalweg)
15	Armeau	Jovinien	Alluvions modernes Grève calcaire	Vallée de l'Yonne	Cultures	Puits de 15 m
16	La Celle-Saint-Cyr	Jovinien	Craie Turonienne	Coteaux	Bois-prairies	Source (vallée)
17	Villefranche Saint-Phal	Sud Gatinais	Craie Sénonienne	Région vallonnée	Bois-cultures	Source (vallée)
18	Laduz	Jovinien	Craie Cénomanienne	Région vallonnée	Polyculture	Source (bord de vallée)
19	Saint-Maurice (La Chaume)	Sénonais	Craie Sénonienne	Plateau ondulé	Grande culture	Puits de 34 m (fond de thalweg)
20	Thorigny	Sénonais	Craie Sénonienne	Vallée de l'Oreuse	Grande culture	Puits de 30 m (fond de thalweg)
21	La Chapelle	Sénonais	Craie Sénonienne	Vallée de l'Oreuse	Cultures et bois	Puits de 7 m (fond de vallée)
22	Sergines	Sénonais	Craie Sénonienne	Plateau ondulé	Grande culture	Puits de 30 m (fond de thalweg)
23	Vinneuf	Sénonais	Alluvions modernes Grève calcaire	Vallée de l'Yonne	Grande culture	Puits de 5 m
24	Villemanoche	Sénonais	Craie Sénonienne	Région vallonnée	Bois et quelques cultures	Puits de 13 m (fond de thalweg)

— la dépression albienne de Puisaye,
— les plateaux crayeux du Jovinien et du Sénonais ;
— de plus, le cas particulier des alluvions des trois grandes rivières icaunaises (Yonne, Serein, Armançon) a été également étudié sur un choix de captages.

Le tableau 2 résume les conditions naturelles pour chaque captage retenu.

Le laboratoire d'hydrologie de la Station Agronomique de l'Yonne s'est chargé des analyses. Celles-ci ont été réalisées selon la méthode colorimétrique de CHAMOT et PRATT (réactif phénol-disulfonique).

II. — RÉSULTATS

Pour chaque captage, un graphique a été établi, mettant en parallèle la pluviométrie et l'évolution des teneurs en nitrates pendant la période d'étude.

Un certain nombre de tendances ont pu être ainsi dégagées à l'intérieur des régions naturelles considérées. Pour chacune d'entre elles, un ou plusieurs graphiques représentatifs sont ici reproduits.

1. — *Les plateaux jurassiques de Bourgogne*

Ils occupent un vaste territoire au sud et à l'est du département et sont constitués par les différentes assises du Jurassique moyen comprenant surtout des calcaires durs. Le paysage se présente sous forme d'un plateau d'aspect tabulaire parcouru de vallées sèches et fortement entaillé par l'Yonne, la Cure, le Serein et l'Armançon.

Six captages ont été étudiés :

— Cruzy-le-Chatel (3) ;
— Etivey (4) ;
— Dissangis (5) ;
— Lichères (6) ;
— Charentenay (8) ;
— Druyes-les-Belles-Fontaines (9).

La figure 2 nous donne trois exemples de leur comportement :

Cruzy-le-Chatel.

La teneur en nitrates est en moyenne très élevée puisque la courbe oscille autour de 50 mg/l avec des minima supérieurs à 35 mg/l et des maxima de l'ordre de 60 mg/l. Cette courbe est hachée, avec des réponses très nettes et rapides aux pluies. Il semble qu'il y ait une tendance à un léger accroissement particulièrement marqué par le palier de la période hivernale 1972-73.

Charentenay.

Les teneurs sont moins élevées qu'à Cruzy-le-Chatel : elles oscillent autour de 35 mg/l ; minimum : 20 mg/l ; maximum : 50 mg/l.

L'allure de la courbe est moins hachée, il existe plutôt des paliers bas correspondant aux périodes estivales et des paliers hauts qui débutent à la fin de l'automne

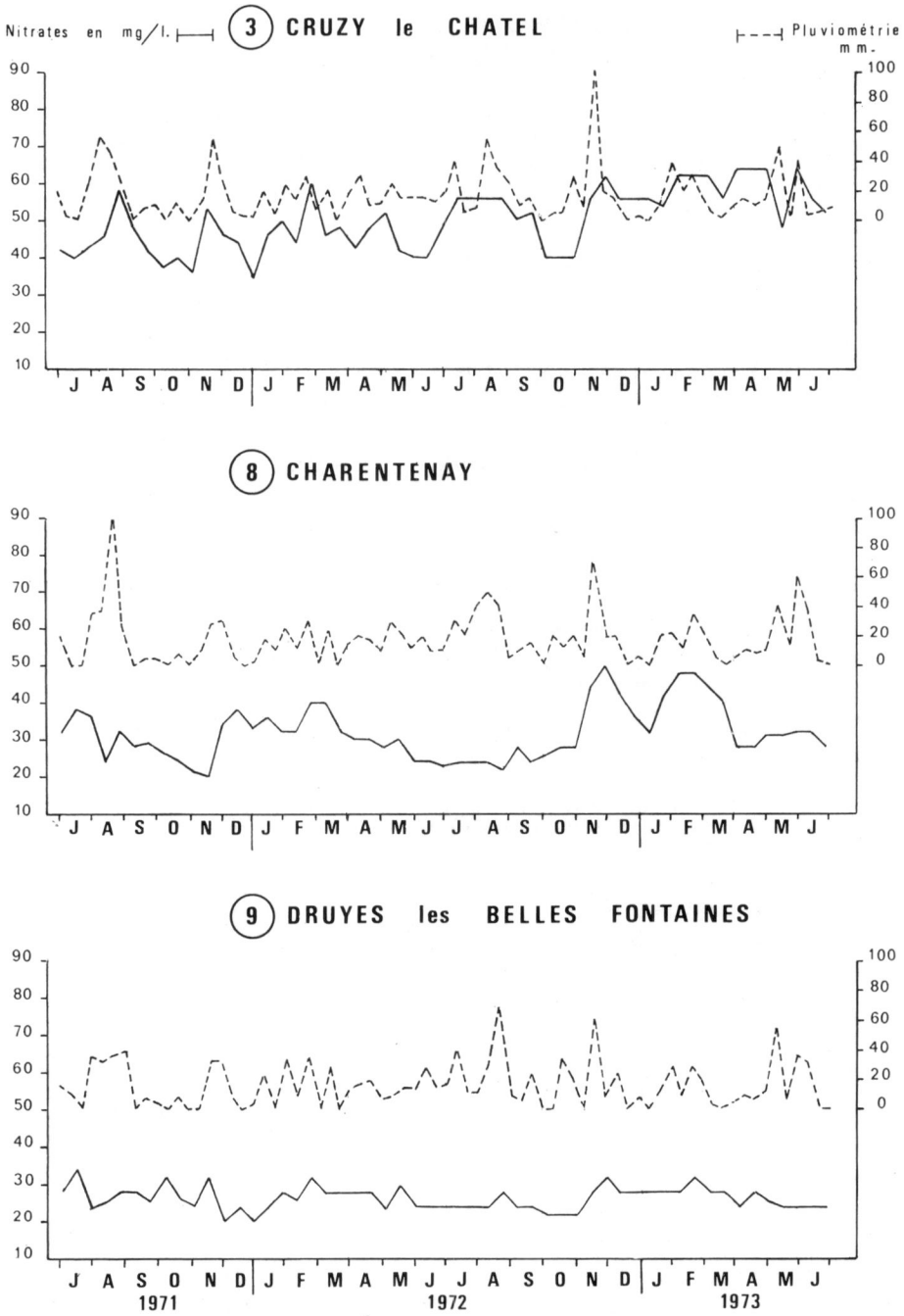


FIG. 2. — *Évolution des teneurs en nitrates*
Captages de Cruzy-le-Chatel, Charentenay et Druyes-les-Belles-Fontaines
Plateaux jurassiques de Bourgogne

et se poursuivent en hiver. L'incidence directe des périodes pluvieuses est réelle en hiver, peu nette en été.

Druyes-les-Belles-Fontaines.

Ici le comportement est totalement différent, la courbe oscille peu autour d'un niveau moyen vers 25 mg/l. Les pluies ont peu d'incidences sur la variation des teneurs qui restent toujours assez basses.

Autres exemples.

Lichères présente une courbe pratiquement identique à celle de Druyes-les-Belles-Fontaines.

Etivey et Dissangis sont intermédiaires : courbes un peu hachées et oscillant autour d'un taux moyen de 35 mg/l pour Dissangis et 40 mg/l pour Etivey ; répercussions peu nettes des pluies.

2. — *Les collines du Jurassique supérieur : Chablisien, Auxerrois et Forterre*

Elles correspondent à la frange nord des plateaux de Bourgogne et forment une auréole comprenant, du N. E. au S. W., le Chablisien, l'Auxerrois et la Forterre, limitée approximativement par une ligne passant par Flogny, Ligny-le-Chatel, Auxerre et Fontenoy. C'est une région de collines faisant suite aux plateaux de Bourgogne d'aspect plus tabulaire.

Quatre captages ont été étudiés :

— Beine (1), Chablisien ;
— Chevannes (7), Auxerrois ;
— Lalande (Moulin-Malot) (11), Forterre ;
— Chastenay (Moulin-Mignon) (10), Forterre.

La figure 3 présente l'évolution des teneurs en nitrates à Beine et Lalande.

Beine.

Les teneurs sont en moyenne assez basses, vers 20 à 30 mg/l. Les périodes estivales, aussi bien en 1971 qu'en 1972 correspondent à des paliers presque parfaits, en l'absence de toute incidence des fortes pluies. De légères variations se produisent en automne et en hiver.

Lalande-Moulin-Malot.

Il s'agit ici d'un captage à fort débit. La courbe est plus hachée avec, en particulier, deux pics au-delà de 40 mg/l consécutifs à des pluies d'automne. Les pluies d'été, par contre, sont pratiquement sans incidence. Le niveau moyen des taux de nitrates, compris entre 20 et 30 mg/l reste assez bas.

Autres exemples.

Le comportement du captage de Chastenay (Moulin-Mignon) est plus comparable à celui de Beine que de Lalande pourtant très proche géographiquement. La courbe est plus hachée, et l'incidence des pluies d'automne et d'hiver se manifeste, en particulier, en 1972-73, sous la forme d'un palier élevé. Les teneurs en nitrates sont ici assez régulièrement comprises entre 30 et 50 mg/l.

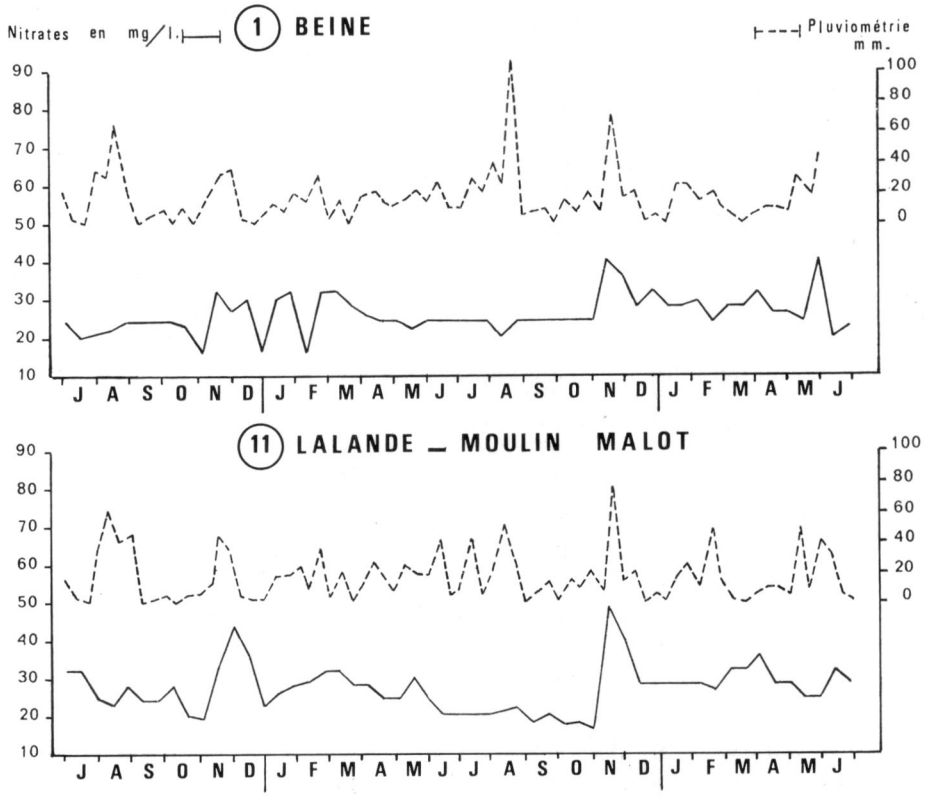


FIG. 3. — *Évolution des teneurs en nitrates*
Captages de Beine (Chablisien), Lalande (Moulin-Malot) (Forterre)
Collines du Jurassique supérieur

A Chevannes, on observe une courbe assez identique avec un palier bas, voisin de 25 mg/l de début juin à octobre 1972 et un palier haut, proche de 40 mg/l depuis novembre 1972.

La caractéristique commune de ces 4 captages est donc la présence d'un palier bas, en été, sans répercussion des pluies estivales et d'un palier haut en période hivernale, qui débute brusquement par un pic dans la deuxième quinzaine de novembre.

3. — *La dépression albienne de Puisaye*

Cette zone correspond aux affleurements de sables et argiles panachées et s'oppose radicalement aux régions précédentes, c'est un paysage légèrement vallonné et bocager, établi sur des terrains imperméables. Un seul captage a été suivi, celui de Toucy-Quille (fig. 4). Les teneurs en nitrates y sont assez élevées, la courbe est hachée et contrairement aux captages précédents, les pointes basses correspondent plutôt aux périodes de début hiver tandis que les paliers élevés sont de printemps ou d'été.

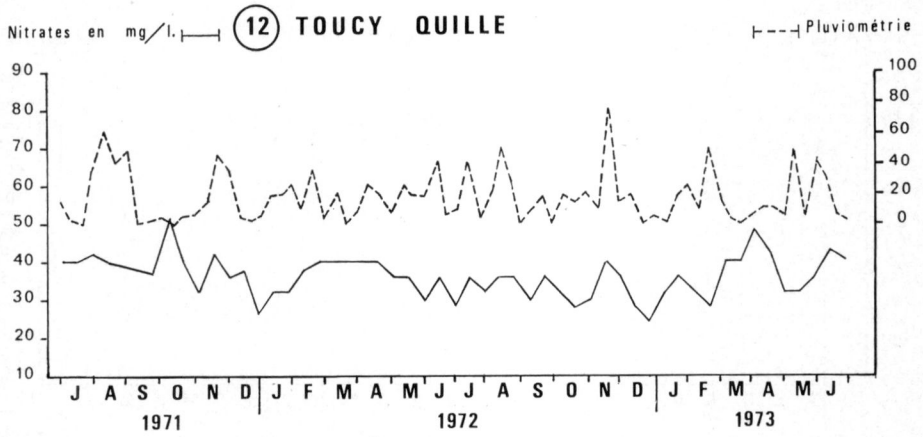


FIG. 4. — *Évolution des teneurs en nitrates*
Captage de Toucy-Quille
Dépression Albienne de Puisaye

4. — *Les plateaux crayeux du Jovinien et Sénonais*

Recouverte le plus souvent d'un épais manteau de formations superficielles tertiaires comme l'argile à silex, la craie cénomanienne, turonienne et sénonienne constitue le substrat de toute la partie nord du département. C'est une région de plateau ondulé et vallonné, assez fortement boisée en rive droite de l'Yonne (Forêt d'Othe) et au contraire plus largement ouverte et intensivement cultivée au nord (Sénonais).

Neuf captages ont été étudiés :

- 3 dans le Jovinien :
  - — Laduz (18)
  - — Champlost (14)
  - — La Celle St-Cyr (16)
- 1 dans le Sud Gâtinais :
  - — Villefranche (17)
- 5 dans le Sénonais :
  - — Villemanoche (24)
  - — Sergines (22)
  - — Thorigny-sur-Oreuse (20)
  - — La Chapelle-sur-Oreuse (21)
  - — Saint-Maurice (La Chaume) (19).

Parmi les 3 exemples choisis (fig. 5), deux sont tout à fait représentatifs de l'ensemble : La Celle St-Cyr et Thorigny-sur-Oreuse.

En fait, ce qui caractérise l'ensemble de ces captages, qu'ils soient des sources de bas de pente ou des puits creusés dans le fond des thalwegs, c'est la parfaite régularité des courbes qui oscillent légèrement autour d'une droite horizontale située le plus fréquemment entre 25 et 35 mg/l.

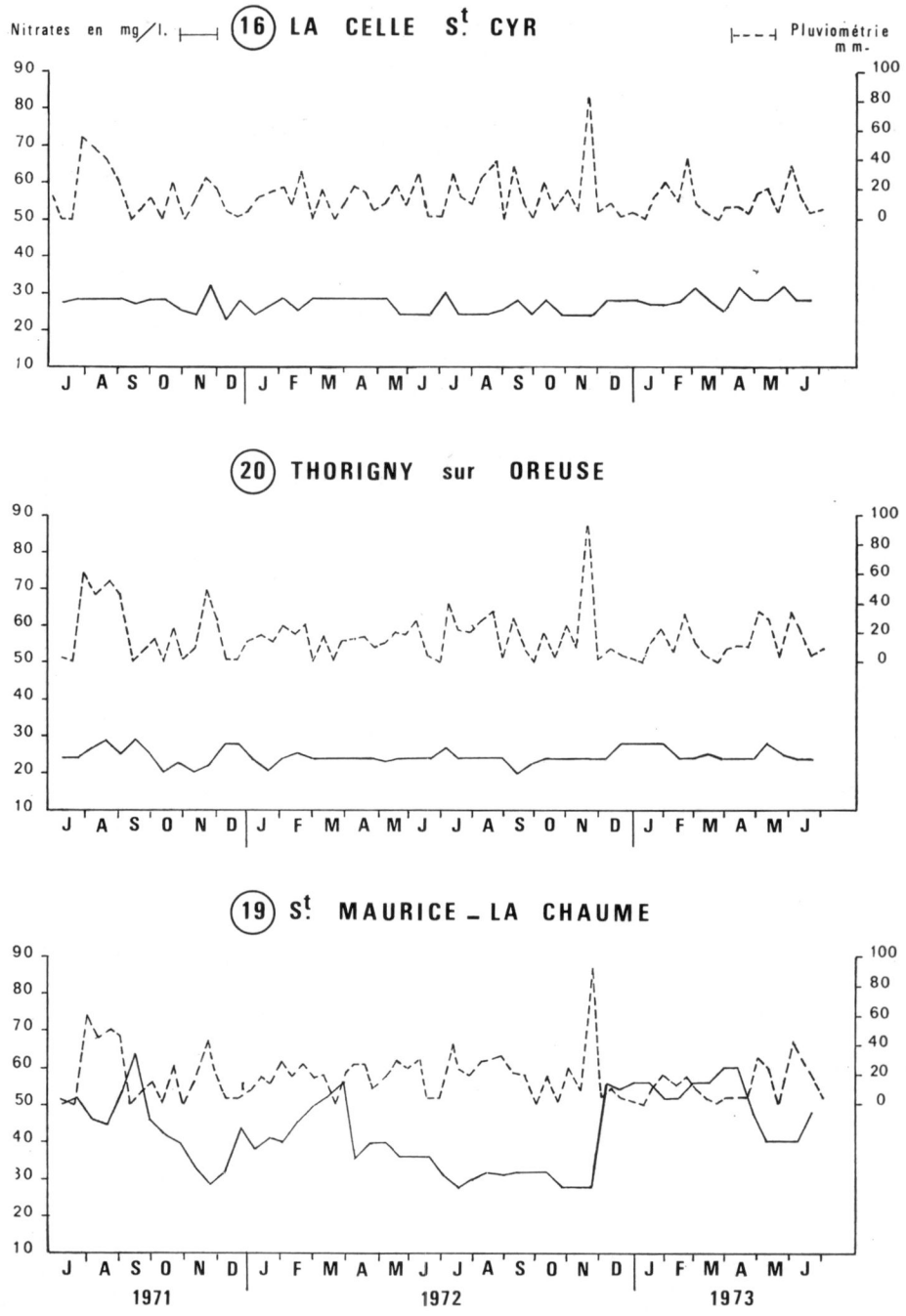


FIG. 5. — *Évolution des teneurs en nitrates*
Captages de La Celle-St-Cyr (Jovinien), Thorigny-sur-Oreuse (Sénonais) et St-Maurice (La Chaume) (Sénonais)

On peut en conclure que les taux moyens restent assez bas, qu'ils n'ont pas augmenté au cours de cette période de 2 ans et que la pluviométrie et les saisons ont peu d'influence sur ceux-ci.

Toutefois, il existe sur les 9 captages une exception importante, avec un comportement totalement différent : Saint-Maurice (La Chaume). Les fluctuations y sont fortes avec des minima de l'ordre de 30 mg/l (été 1972) et des maxima supérieurs à 50 mg/l (hiver 72-73).

5. — *Les alluvions*

Les alluvions modernes des grandes rivières icaunaises sont constituées en général par une grève calcaire plus ou moins sableuse, recouverte de 1 à 2 m d'alluvions fines argilo-limoneuses. Les 4 captages étudiés sont des puits alimentés par la nappe alluviale :

— Saint-Martin-sur-Armançon (2) dans la vallée de l'Armançon près de Tonnerre ;

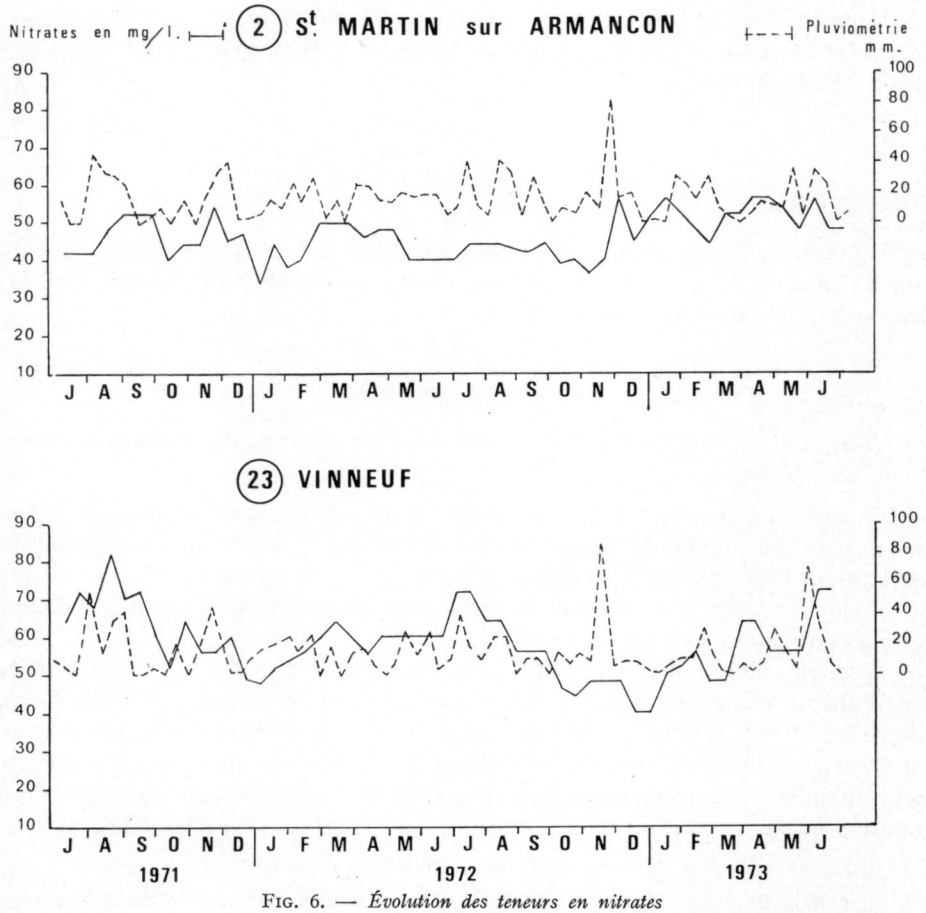


FIG. 6. — *Évolution des teneurs en nitrates*

Captages de St-Martin-sur-Armançon (vallée de l'Armançon) et Vinneuf (vallée de l'Yonne) ; Alluvions

— Pontigny (13) dans la vallée du Serein ;
— Armeau (15) dans la vallée de l'Yonne vers Joigny ;
— Vinneuf (23) dans la vallée de l'Yonne en aval de Sens.

Ces 4 puits sont situés au milieu de zones de cultures. Ils sont caractérisés par des teneurs élevées en nitrates.

Saint-Martin-sur-Armançon (fig. 6).

La courbe est très hachée avec des variations d'amplitudes moyennes, mais des teneurs en nitrates toujours élevées entre 40 et 55 mg/l. L'incidence des pluies est peu marquée.

Vinneuf (fig. 6).

C'est ici qu'a été obtenue, en août 1971, la teneur maximale en nitrates : 80 mg/l. Depuis cette époque, les teneurs sont, avec des fluctuations, en nette diminution mais restent toutefois élevées, de l'ordre de 50 à 60 mg/l.

Dans les deux autres captages, les teneurs sont également assez fluctuantes : entre 30 et 45 mg/l à Armeau, dans la Vallée de l'Yonne et 40 à 55 mg/l à Pontigny, dans la Vallée du Serein.

III. — DISCUSSION

Un certain nombre de facteurs paraissent influencer la dynamique des nitrates dans les eaux de captages destinées à la consommation ; substrat géologique, régime pluviométrique, influences locales diverses.

Le substrat géologique

Cette étude a parfaitement mis en évidence les variations de comportement selon le substrat géologique.

— *Un comportement de type plateau calcaire* englobant les deux régions situées sur les calcaires durs jurassiques, plateaux de Bourgogne et les collines du Chablisien, Auxerrois et Forterre. Il se traduit par des teneurs en général assez élevées en nitrates (supérieures à 30 mg/l) et, surtout, de fortes oscillations qui constituent une réponse nette et rapide aux précipitations.

Cette rapidité de réponse est probablement due à la facilité de circulation des eaux dans un réseau souterrain de type karstique. Quant aux teneurs assez élevées en nitrates, il est possible qu'elles aient pour origine, la fertilisation azotée apportée sur des sols peu profonds et très perméables reposant sur des assises calcaires fortement fissurées. Dans certains cas, cependant, il s'agit vraisemblablement d'une pollution locale.

— *Un comportement de type craie* que l'on rencontre dans le Jovinien et le Sénonais. Ici, au contraire, les teneurs en nitrates relativement peu élevées restent très régulières.

Ce type de comportement peut s'expliquer par le fait que les eaux météoriques percolent à travers des sols relativement épais, fréquemment établis sur argile à silex et, surtout, dans le matériau crayeux qui constitue, ainsi que l'ont montré certaines études, une « véritable éponge » douée d'un fort pouvoir de rétention. En outre, les réseaux de diaclases et fissures sont moins ouverts et moins abondants que dans les calcaires durs entraînant une circulation moins rapide des eaux souterraines.

— *Un comportement de type alluvions.* C'est là, dans les eaux de nappe alluviale des trois grandes rivières icaunaises, que l'on rencontre les 4 puits où les teneurs en nitrates sont les plus régulièrement élevées, en général supérieures à 35 mg/l et pouvant atteindre 50 mg/l et même 70 à 80 mg/l. Ces 4 forages sont situés au milieu de zones intensément cultivées.

Il ne faudrait pas en conclure pour autant que tous les forages, dans les alluvions, sont chargés en nitrates. Sur les 44 que nous contrôlons dans le département, 15 seulement présentent régulièrement des taux supérieurs à 22 mg/l.

— *Pour l'albien de Puisaye,* un seul cas a été analysé. Il semble montrer des teneurs dont les variations sont en relation assez directe avec la pluviométrie. Il faut toutefois souligner que le captage étudié est parmi les 4 de cette région (sur une quinzaine au total dont les eaux sont analysées annuellement dans le cadre du contrôle régulier) qui présentent les teneurs en nitrates les plus élevées.

Régime pluviométrique

L'examen des graphiques présents semble montrer un transport des nitrates par les eaux météoriques chaque fois que le substrat permet une circulation relativement rapide de ces eaux. En fait, le phénomène est essentiellement régi par les possibilités d'infiltration dans les différents terrains. Alors que le régime pluviométrique n'a que peu d'incidences en général en région crayeuse, les relations entre les périodes pluvieuses et l'accroissement des taux de nitrates sont incontestables sur plateau calcaire karstique. Dans d'autres cas, un système intermédiaire marqué par un décalage entre les fortes pluies et l'accroissement de la teneur en nitrates apparaît. Généralement, les taux atteints sont les plus élevés au cours des pluies d'automne.

Pollutions locales

Incontestablement, dans un certain nombre de cas, en particulier là où les teneurs en nitrates sont les plus élevées, des pollutions locales peuvent être invoquées :

— captage de Cruzy-le-Chatel, situé au fond d'une vallée sèche avec le village construit de part et d'autre sur les pentes ;

— puits mal protégé à Saint-Maurice (La Chaume), où arrivent directement, parfois, les eaux de ruissellement ;

— puits peu profond, situé au cœur d'une zone alluviale intensément cultivée, comme à Vinneuf.

CONCLUSION

Cette étude de 24 captages, choisis parmi les plus chargés en nitrates, a permis de dégager plusieurs comportements différents liés essentiellement aux substrats géologiques : calcaire dur, craie, alluvions.

Il reste cependant une tendance générale à l'accroissement global des teneurs en nitrates ainsi que l'on peut en juger par les données suivantes pour l'ensemble du département de l'Yonne :

	Nombre de captages ayant des teneurs en nitrates		
	1969	1971	1973
Inférieures à 22 mg/l	333	224	214
Comprises entre 22 et 44 (1) mg/l..	5	127	140
Supérieures à 44 mg/l	0	9	21

On peut se demander pourquoi ce phénomène s'est produit subitement à partir de 1969.

Plusieurs hyptohèses peuvent être avancées. Il peut s'agir :

— de causes climatiques, une succession d'années sèches faisant croître les taux de sels solubles dans les sols. Cependant, les valeurs de déficit hydrique ETP — P, pendant la période d'avril à octobre, ne semblent pas marquer de grands changements depuis 1966 ;

Chiffres obtenus à la station météorologique d'Auxerre, en mm	
1966.....	232
1967.....	270
1968.....	50
1969.....	243
1970.....	196
1971.....	246
1972.....	95

— de causes agronomiques, la fertilisation azotée entraînant des pertes accrues en nitrates par drainage en particulier sur des substrats très perméables ;

— de causes sociologiques, le taux moyen de pollution étant en augmentation en zone rurale par suite du rejet plus important d'eaux usées (besoins domestiques accrus, implantation de résidences secondaires, ...).

Quoi qu'il en soit, une étude complémentaire s'avère nécessaire pour pouvoir se prononcer sur les causes de ce phénomène.

Reçu pour publication en janvier 1974.

(1) 44 mg/l NO_3 : concentration limite en nitrates admise par la législation et correspondant environ à 10 mg/l de N.

SUMMARY

EVOLUTION OF THE NITRATE CONTENT IN DRINKING WATER (DEPARTMENT OF YONNE)

An appreciable increase in the amounts of nitrates has been observed in the drinking water of the Department of Yonne in recent years.

About twenty water-catchment areas were chosen in function of the most widely diverse geological substrata. Analyses of the water were performed for each area at two-week intervals over a period of two years.

In this way, different types of behaviour can be shown which appear to be linked essentially with the nature of the geologic material.

The study provides a series of hypotheses on the causes of the phenomenon observed and concludes that complementary work is required.

ZUSAMMENFASSUNG

DIE ENTWICKLUNG DES NITRATGEHALTS IM TRINKWASSER (DEPARTEMENT YONNE)

Eine sehr empfindliche Zunahme des Nitratgehalts im Trinkwasser wurde im Verlauf der letzten Jahre im Department Yonne festgestellt.

An die zwanzig Quellwasserfassungen wurden in Funktion von so verschieden wie möglich geologischen Substraten ausgewählt. An diesen Fassungen wurden dann alle vierzehn Tage Wasser-analysen zwei Jahre lang durchgeführt.

Es konnten verschiedene Verhaltensweisen aufgedeckt werden ; sie scheinen im wesentlichen mit der Art des geologischen Substrats zusammenzuhängen.

Diese Untersuchung bietet eine Reihe von Hypothesen über die Ursache für die festgestellten Erscheinungen, weist aber auh aucf die Notwendigkeit von weiteren Arbeiten hin.

РЕЗЮМЕ

Эволюция содержания нитратов в питьевой воде департамента Ионн.

Ж. КРЕТЬЕН, Ж. КОНКАРЕ, К. МЕР.

В течение последних лет очень чувствитедьное увеличение содержания нитратов было отмеченно в питьевой воде департамента Ионн.

Было выбрано двадцать отводов, в зависимости от разных геологических субстратов, и анализы воды этих отводов проводились каждые пятнадцать дней в течение двух лет.

Таким образом создалась возможность выявления различных типов поведения вод, связанных как-будто, главным образом, с натурой геологического материала.

Это изучение дало также возможность выдвинуть серию гипотез о причинах отмеченных явлений и прийти к заключению о необходимости дополнительных работ по этому вопросу.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 515-533.

ÉVOLUTION DE LA MICROFLORE AU COURS D'UN TRAITEMENT D'ÉPURATION D'EAUX URBAINES PAR BOUES ACTIVÉES

J. RIVIÈRE

avec la collaboration technique de Régine PEDERGNANA

Laboratoire de Recherches de la Chaire de Microbiologie,
Institut national agronomique Paris-Grignon,
16, rue Claude-Bernard,
75231 Paris Cedex 05

RÉSUMÉ

Cette étude a été réalisée dans le but de comparer l'efficacité de deux stations, de taille et de conception très différentes, en ce qui concerne la pollution bactérienne. Les résultats obtenus font ressortir les faits suivants :

1. La microflore bactérienne paraît assez homogène dans le bassin d'aération bien que les techniques utilisées ne soient pas bien adaptées aux boues activées.

2. On trouve, par rapport à l'affluent, une réduction voisine de 90 p. 100 du nombre des bactéries revivifiables dans l'effluent de rejet. C'est ce qui se passe aussi dans le cas des *Escherichia coli* et des streptocoques fécaux. Par contre, les spores de *Clostridium* sulfitoréducteurs ne sont pas arrêtées par les deux stations.

3. Il y a très peu de bactéries nitrifiantes dans les effluents. Le nombre des bactéries aérobies fixatrices d'azote varie dans de larges limites, mais ces dernières ne sont pas arrêtées par la station comme le sont les bactéries ammonifiantes.

4. En ce qui concerne les bactéries responsables des mauvaises odeurs, très nombreuses dans l'affluent, on observe une réduction de 80 p. 100 du nombre des bactéries indologènes et des bactéries productrices d'hydrogène sulfuré dans les effluents de rejet. Ces derniers peuvent contenir des nombres appréciables de bactéries sulfato-réductrices responsables de corrosions.

5. Le pouvoir d'arrêt de la pollution bactérienne d'une station de grandes dimensions (Achères III) est un peu moins élevé que celui d'une station moyenne (Versailles).

6. Les *Salmonella* sont aussi nombreuses dans l'effluent de rejet que dans l'affluent brut.

INTRODUCTION

Les stations d'épuration ont pour but d'éliminer la plus grande partie des matières organiques que l'on retrouve dans les eaux usées urbaines. Dans le cas des boues activées, le principe du fonctionnement consiste à utiliser des microorganismes aéro-

bies, principalement des bactéries et des Protozoaires, pour oxyder une partie des matières organiques en anhydride carbonique, le reste servant à synthétiser des cellules microbiennes que l'on récupère sous forme de boues. En effet, les microorganismes responsables de l'épuration sont associés en flocs, particules colloïdales hétérogènes, qui décantent rapidement une fois que l'agitation cesse. Une station d'épuration du type boues activées comprend schématiquement sept parties (MEINCK et coll., 1970) :

— un dégrillage ;
— un désablage ;
— un décanteur primaire qui élimine une partie des boues de l'affluent ;
— un bassin d'aération où se passe l'épuration biologique, dans lequel les boues activées sont maintenues en suspension par insufflation d'air et agitation ;
— un décanteur secondaire permettant aux boues activées de se déposer. Une partie de ces boues est recyclée et renvoyée dans le bassin d'aération ;
— un digesteur anaérobie des boues primaires et secondaires ;
— une installation de séchage des boues digérées.

Après la décantation secondaire, l'effluent épuré est rejeté dans un milieu aquatique, cours d'eau, lac ou mer, qui est le siège d'une épuration biologique naturelle éliminant ce qui reste de matières organiques à condition que la capacité d'autoépuration du milieu récepteur ne soit pas dépassée.

Il y a toujours un grand nombre de microorganismes viables dans l'effluent de sortie (PIKE et CURDS, 1971). Le déversement de ces microorganismes dans le milieu récepteur présente des inconvénients, voire un danger pour la santé publique s'il s'agit de germes pathogènes. En effet, on trouve souvent dans l'effluent épuré qui sort d'une station de boues activées des *Enterobacteriaceae* pathogènes et des bacilles tuberculeux (KABLER, 1959 ; RUSSEL *et al.*, 1962 ; BIESOLD et BEHREND, 1964 ; COETZEE et FOURIE, 1965 ; KEHR et WORATZ, 1969 ; HARVEY *et al.*, 1969), des virus (poliomyélite, coxsakie, écho) (CLARKE *et al.*, 1961 ; KELLY *et al.*, 1961 ; LUND et HEDSTROM, 1967 ; PRIMAVESI, 1970 ; SCHAFER, 1971), et divers parasites (KRIDGE, 1964 ; LIEBMANN, 1968).

Une vaste étude concernant l'évolution des microorganismes pathogènes au cours des traitements d'épuration a été entreprise par LECLERC (1971), permettant d'affirmer que les germes les plus dangereux et les plus fréquemment rencontrés dans les effluents à la sortie des stations sont les *Salmonella*. Ces bactéries sont représentatives d'une pollution dite bactérienne (LECLERC, 1971). On peut aussi évaluer le degré de contamination des eaux usées, avant et après traitement, par le dénombrement de certaines bactéries commensales du tube digestif de l'homme (coliformes fécaux, streptocoques fécaux, spores de *Clostridium* sulfito-réducteurs), d'après SAUNIER *et al.*, (1972). BURNETT et DONDERO (1969) ont suivi également, au cours du stockage d'un lisier de volailles, l'évolution du nombre des microorganismes responsables de mauvaises odeurs (bactéries indologènes, uricolytiques, productrices d'hydrogène sulfuré, sulfato-réductrices). L'augmentation du nombre de ces microorganismes, lors du stockage, précède la production de ces mauvaises odeurs dues en partie à des sulfures.

DIAS (1964) a isolé des bactéries aérobies fixatrices d'azote dans les boues acti-

vées, bien qu'il n'ait pas démontré leur rôle dans une éventuelle fixation de l'azote. On sait qu'il y a formation d'ammoniaque par désamination dans les eaux usées quand la quantité d'azote organique présente est supérieure à celle qui est utilisée par les biosynthèses microbiennes, mais on n'a jamais dénombré les bactéries ammonifiantes (PAINTER, 1970). La nitrification ne se produit dans les boues activées que si le taux de croissance des bactéries responsables est supérieur au taux de dilution, mais on n'a pas effectué de dénombrements de ces bactéries dont l'action nitrificatrice a été mise en évidence par des méthodes indirectes, comme la consommation d'oxygène des boues incubées avec ou sans thiourée (TOMLINSON *et al.*, 1966). Par contre, des nombres élevés de bactéries dénitrifiantes sont trouvés dans les boues activées (DAWSON et MURPHY, 1972).

Cette étude faite pour l'agence de Bassin Seine-Normandie a eu pour but de comparer l'efficacité de deux stations de taille et de conception très différentes en ce qui concerne la pollution bactérienne. C'est pourquoi on a dénombré dans l'affluent et dans l'effluent de rejet :

— la microflore totale (aérobie et anaérobie) ;

— les bactéries témoins des contaminations fécales (*Escherichia coli*, streptocoques fécaux, spores de *Clostridium* sulfito-réducteurs) ;

— les bactéries responsables des mauvaises odeurs (indologènes, uréolytiques, produisant de l'hydrogène sulfuré, sulfato-réductrices) ;

— les bactéries pathogènes (*Salmonella*) ;

— les bactéries du cycle de l'azote (fixatrices aérobies, ammonifiantes, nitreuses et nitriques).

II. — MATÉRIEL ET MÉTHODES

2. 1. *Stations étudiées*

La première station, de moyenne importance, implantée au lieudit « Carré de Réunion » près de Versailles, reçoit les eaux usées de cette ville et des localités voisines. Elle permet de traiter un débit maximal de 10 000 m³ par heure. Elle comprend trois décanteurs primaires circulaires, les deux premiers ayant une surface de 200 m² et un volume de 605 m³, le troisième représentant une surface de 450 m² et un volume de 1 530 m³. Les canaux d'activation du bassin d'aération, où se réalise l'épuration biologique, ont une capacité totale de 3 760 m³ permettant d'obtenir, pour un débit moyen, une durée d'aération de 75 mn. Il y a ensuite trois décanteurs secondaires circulaires, deux ayant une surface de 225 m² et un volume de 850 m³, le troisième avec de plus grandes dimensions (370 m² et 1 400 m³).

La seconde station, Achères III, située près de Maisons-Laffitte, entre la forêt domaniale de Saint-Germain-en-Laye et la Seine, a une très grande capacité, puisqu'elle peut traiter 900 000 m³ par jour en débit moyen. Les huit décanteurs primaires ont une surface totale de 16 800 m² et un volume de 70 000 m³. La conception des bassins d'aération est différente, car il existe, en plus des trois bassins d'aération classiques (41 250 m³) avec neuf décanteurs secondaires (17 600 m² de surface et 82 500 m³ de volume), six bassins combinés (aération et décantation secondaire accolées). Les six bassins combinés ont chacun 120 m de longueur, avec les dimensions suivantes :

— aérateurs : largeur = 4,30 m ; profondeur = 4,50 m ; volume total = 13 750 m³

— décanteurs : largeur = 4 m ; profondeur = 4,70 m ; volume total = 18 700 m³

2. 2. *Emplacement des prélèvements*

En ce qui concerne la station de Versailles, on a d'abord étudié l'action du bassin d'aération en réalisant six prélèvements à l'entrée et à la sortie du bassin aux dates suivantes :

20-03	17-04
27-03	25-04
10-04	2-05

De plus, on a déterminé l'effet global grâce à neuf prélèvements effectués à l'amont de la station (après dégrillage) et à l'aval (rejet après la décantation secondaire), aux dates suivantes :

10-05	19-06
29-05	26-06
6-06	3-07
12-06	10-07
	17-07

Dans le cas de la station d'Achères III, dans la partie où il existe des bassins d'aération — décantation combinés, on s'est contenté d'étudier uniquement l'effet global par dix prélèvements à l'amont (niveau des désableurs) et à l'aval (au rejet, après la décantation secondaire). Ces prélèvements ont été faits aux dates suivantes

24-07	16-10
31-07	23-10
7-08	30-10
2-10	14-11
10-10	21-11

Un flacon stérile immergé à diverses profondeurs a permis d'obtenir des prélèvements relativement aseptiques. Après avoir mélangé dix prélèvements, on conserve, comme échantillon moyen, 500 ml qui servent à l'analyse. Il faut environ 15 mn à Versailles et 30 mn à Achères pour constituer chaque échantillon moyen dont l'analyse débute dans les deux heures qui suivent le prélèvement. Le stockage de l'échantillon se fait dans un récipient conservé à une température de + 4°C.

2. 3. *Préparation de l'échantillon et des dilutions*

Chaque échantillon est homogénéisé (Vortex) pendant deux minutes, puis on réalise une série de dilutions décimales dans de l'eau peptonée à 0,1 p. 100 (Tryptone Difco) servant à ensemencer tous les milieux.

2. 4. *Dénombrements des bactéries revivifiables*

Ils sont réalisés dans des milieux gélosés ou dans des milieux liquides.

2. 41. *Milieux gélosés.*

Ils permettent de dénombrer la microflore totale (aérobie et anaérobie) et les bactéries coliformes fécales (*Escherichia coli*) dans chaque cas, en double exemplaire.

— *Microflore totale aérobie.* On utilise le Tryptone glucose yeast agar (BD Mérieux) ensemencé dans la masse à raison de 1 ml par dilution. On incube 7 jours à 30°C.

— *Microflore totale anaérobie.* On emploie la technique préconisée par Mossel *et al.* (1962). Il s'agit d'une gélose nutritive cystéinée à la résazurine contenue dans des tubes de 14 × 180 mm. L'anaérobiose est réalisée par un bouchon de gélose blanche que l'on verse après régénération et ensemencement de chaque tube (à raison de 1 ml). On incube 7 jours à 30°C.

— Escherichia coli *fécaux.* On emploie le milieu de Chapman (1951) additionné de chlorure de triphényltétrazolium. Il s'agit du Tergitol 7 agar (BBL) ensemencé en surface à raison de 0,1 ml de chaque dilution et incubé 24 h à 44°C (Buttiaux *et al.*, 1953).

— *Spores de* Clostridium *sulfito-réducteurs.* On utilise la technique de Mossel (1959) après avoir chauffé le prélèvement 10 mn à 80°C et modifié la constitution du milieu (0,1 p. 100 de sulfite de sodium et dépourvu de polymyxine). L'incubation se fait pendant 3 jours à 30°C.

2. 42. *Milieux liquides.*

Ils permettent de déterminer le Nombre Moyen Probable de bactéries revivifiables après avoir ensemencé trois tubes par dilution.

— *Microflore ammonifiante :* On emploie la technique de POCHON et TARDIEUX (1962). L'incubation dure 15 jours à 30°C. La présence d'ammoniaque à partir de l'asparagine est décelée avec le réactif de NESSLER.

— *Bactéries nitreuses et nitriques :* On utilise la technique de POCHON et TARDIEUX (1962). L'incubation dure 15 jours à 30°C. On caractérise la présence de nitrites et de nitrates.

— *Bactéries aérobies fixatrices d'azote :* On utilise la technique de POCHON et TARDIEUX (1962). L'incubation dure 3 semaines à 30°C. La présence de bactéries fixatrices se manifeste par un voile à la surface du milieu. On réalise également un contrôle à l'aide d'un examen microscopique pour déceler la présence de cellules typiques d'*Azotobacter.*

— *Streptocoques fécaux :* Le dénombrement se fait après un test présomptif dans un milieu à l'azothydrate (HAJNA et PERRY, 1943), suivi d'un test confirmatif dans le bouillon à l'éthylviolet (LITSKY *et al.*, 1955), l'incubation étant de 48 h à 37°C.

— *Bactéries indologènes :* On utilise de l'eau peptonée à 1 p. 100 et on recherche l'indole après 48 h d'incubation à 30°C à l'aide du réactif de KOVACS (BUTTIAUX *et al.*, 1969).

— *Bactéries productrices d'hydrogène sulfuré :* On emploie le milieu VL pour mise en évidence de l'hydrogène sulfuré (BUTTIAUX *et al.*, 1969) incubé 7 jours à 30°C.

— *Bactéries uréolytiques :* Le milieu a la composition suivante, pour un litre d'eau distillée : phosphate monopotassique, 0,36 g ; phosphate bisodique, 0,36 g ; extrait de levure (Difco), 0,2 g ; rouge de phénol, 0,012 g ; urée, 10 g ; pH = 6,8.

Le milieu sans urée est réparti à raison de 9 ml par tube 18 × 180 mm, puis stérilisé 20 mn à 120°C. Après refroidissement, on ajoute aseptiquement par tube 1 ml d'une solution d'urée à 10 p. 100 stérilisée par filtration. L'ensemencement fait à raison de 1 ml par dilution, on incube 15 jours à 30°C. La détermination du Nombre Moyen Probable est obtenue en considérant comme positifs les tubes présentant une coloration rose intense traduisant une alcalinisation due à la production d'ammoniaque.

— *Bactéries sulfato-réductrices :* Le milieu a la composition suivante, pour un litre d'eau distillée (GATELLIER, 1962) : chlorure d'ammonium, 1 g ; sulfate de sodium, 1 g ; sulfate de magnésium, 2 g ; lactate de sodium, 6 ml d'une solution à 60 p. 100 ; phosphate bi potassique, 0,5 g. On répartit 25 ml dans des tubes à vis, contenant un clou de fer dégraissé à l'acétone. Avant ensemencement (1 ml de dilution par tube), le milieu est régénéré par un séjour de 20 mn au bain-marie bouillant. Pour la détermination du Nombre Moyen Probable, on considère comme positifs les tubes présentant une coloration noire après 15 jours d'incubation à 30°C.

2. 5. *Recherche des* Salmonella

On emploie la méthode mise au point par LECLERC *et al.* (1970) qui fait intervenir un milieu d'enrichissement, le milieu au sélénite de LEIFSON (1936) avec une incubation de 48 h à 43°C, et deux milieux d'identification, désoxycholate citrate lactose (HYNES, 1945) et gélose SS (BD MÈRIEUX). Après 48 h d'incubation à 37°C, on prélève à l'aide d'un fil de platine les colonies incolores ou incolores à centre noir pour déterminer un certain nombre de caractères biochimiques caractéristiques du genre *Salmonella* (LE MINOR, 1972) qui ont trait à :

— fermentation du glucose, du lactose, du mannitol et du dulcitol ;
— production d'indole ;
— production d'uréase ;
— production des désaminases de la phénylalanine et du tryptophane ;
— production de lysine décarboxylase ;
— production d'hydrogène sulfuré ;
— liquéfaction de la gélatine ;
— production de β galactosidase ;
— utilisation du citrate et du malonate ;
— croissance dans un milieu au cyanure de potassium.

Ensuite, on détermine le sérotype de chaque souche (LE MINOR, 1972) avec les sérums saturés de l'Institut Pasteur.

III. — RÉSULTATS ET DISCUSSION

3. 1. *Station d'épuration de Versailles*

On a étudié d'abord l'effet du bassin d'aération sur l'évolution du nombre des divers types bactériens étudiés, puis l'effet global de la station après avoir comparé un prélèvement amont de l'affluent (après dégrillage) et un prélèvement aval de l'effluent de rejet (après la décantation secondaire).

3. 11. *Rôle du bassin d'aération.*

Les résultats sont résumés dans les tableaux 1 et 2. Il y a une plus ou moins grande variabilité des dénombrements en fonction des dates de prélèvements, présentant des différences importantes dans le cas des bactéries du cycle de l'azote et des bactéries responsables des mauvaises odeurs (25×10^7 bactéries uréolytiques revivifiables le 27-03 dans l'échantillon amont et 25×10^4 dans l'échantillon aval). Cependant, dans le cas de la microflore totale et des bactéries témoins des contaminations fécales, les divers dénombrements sont du même ordre de grandeur à l'entrée et à la sortie du bassin d'aération. Étant donné que le temps de rétention est d'environ deux heures, qu'il y a un recyclage constant d'une partie des boues activées récupérées après la décantation secondaire, on comprend aisément que l'ensemble de la microflore ne subisse pas d'importantes modifications. Fait curieux, on retrouve parfois dans le bassin d'aération un nombre de bactéries sulfato-réductrices aussi élevé que dans un digesteur anaérobie (Toerien *et al.*, 1968). Ceci peut s'expliquer par l'utilisation de techniques différentes pour rechercher ce type de bactéries. De la même manière, on explique le fait que le nombre des bactéries viables (microflore totale aérobie) retrouvées dans ce bassin d'aération étudié, est environ dix fois moins élevé que ceux cités dans une publication portée à notre connaissance après la fin de cette étude (Pike et Curds, 1971). Malheureusement les techniques proposées varient suivant les auteurs. Certains préconisent l'utilisation de milieux gélosés contenant de l'eau résiduaire (Prakasam et Dondero, 1967 ; Gayford et Richards, 1970) tandis que Modesitt (1970) obtient des résultats comparables avec une gélose nutritive banale ou une gélose additionnée d'eaux résiduaires. La température d'incubation choisie peut être 19°C (Gayford et Richards, 1970), 22°C (Pike *et al.*, 1972), 25°C (Modesitt, 1970). Cependant le point le plus important semble lié à une défloculation irréversible de l'échantillon contenant des boues activées préalablement à tout dénombrement. Cette défloculation peut se faire par homogénéisation dans un broyeur (Gayford et Richards, 1970), ou à l'aide d'ultrasons (Pike *et al.*, 1972). On la complète en utilisant un diluant à base de pyrophosphate de sodium et de lubrol W à 0,01 p. 100 (Gayfords et Richards, 1970) ou de tripolyphosphate à 5 mg/l (Pike *et al.*, 1972).

Bien que la technique utilisée d'homogénéisation et de dilution des prélèvements apparaisse mal adaptée aux boues activées pour dénombrer les divers types bactériens considérés, il semble que le bref séjour dans le bassin d'aération ne modifie pas beaucoup la composition de la microflore. C'est pourquoi il a paru nécessaire d'étudier l'effet global de la station.

TABLEAU I

Dénombrement de diverses microflores à l'entrée (amont) *et à la sortie* (aval) *du bassin d'aération de la station d'épuration de Versailles*

Les résultats sont exprimés par ml de boue

Date du prélèvement	Microflore totale		Bactéries témoins des contaminations fécales			Bactéries pathogènes (*Salmonella*) présentes dans			
	aérobie 10^5/ml	anaérobie 10^5/ml	*Escherichia coli* fécaux 10^3/ml	Streptocoques fécaux 10^3/ml	Spores de *Clostridium* sulfito-réducteurs 10^2/ml	100 ml	10 ml	1 ml	1/10 ml
				Amont					
20 mars	15	30	280	45	2	+	+	+	0
27 mars	20	40	130	110	40	+	+	+	0
10 avril	60	40	400	250	20	+	+	0	0
17 avril	15	8	300	450	10	0	0	0	0
25 avril	15	10	300	45	2	0	0	0	0
2 mai	62	10	400	250	10	+	+	+	+
				Aval					
20 mars	50	10	200	250	10	+	0	0	0
27 mars	23	30	300	110	10	+	+	+	+
10 avril	33	10	450	45	10	+	+	+	0
17 avril	60	10	300	150	30	0	0	0	0
25 avril	17	30	180	45	10	+	+	+	0
2 mai	80	8	300	110	100	+	+	0	0

TABLEAU 2

Dénombrement de diverses microflores à l'entrée (amont) *et à la sortie* (aval) *du bassin d'aération de la station d'épuration de Versailles*

Les résultats sont exprimés par ml de boue

Date du prélèvement	Bactéries du cycle de l'azote		Bactéries responsables des mauvaises odeurs			
	Bactéries aérobies fixatrices d'azote cellules/ml	Bactéries ammonif. 10^4/ml	Bactéries indologènes 10^3/ml	Bactéries uréolytiques 10^3/ml	Bactéries sulfato-réductrices 10^2/ml	Bactéries produisant H_2S 10^4/ml
			Amont			
20 mars	—	250	11 000	7 500	1 100	450
27 mars	11 000	1 100	1 100	250 000	1 100	11
10 avril	4 500	450	450	25 000	1 100	250
17 avril	2 500	1 100	2 500	25 000	15	110
25 avril	1 100	45	4 500	11 000	45	1 100
2 mai	4 500	450	11 000	2 500	75	450
			Aval			
20 mars	—	450	450	4 500	750	250
27 mars	40 000	450	1 100	250	2 500	45
10 avril	200	1 100	25 000	11 000	110	110
17 avril	4 500	1 100	2 500	45 000	250	110
25 avril	4 500	110	1 100	7 500	150	1 100
2 mai	2 500	25 000	11 000	45 000	110	450

2. 12. *Rôle de la station complète.*

Les résultats sont résumés dans les tableaux 3, 4 et 7. Le dénombrement total des bactéries viables (microflore totale aérobie et anaérobie) varie dans des limites assez grandes à l'entrée, traduisant vraisemblablement la qualité de l'affluent brut (3×10^5 le 29-05 et 300×10^5 le 12-06). On observe des variations moindres à la sortie où l'on retrouve environ dix fois moins de germes. Ces résultats sont en accord avec deux déjà cités (PIKE et CURDS, 1971), car le problème de la défloculation des échantillons ne se pose pas, les boues activées ayant décanté avant la récupération des effluents de rejet. On peut noter que la microflore totale dénombrée en aérobiose est du même ordre de grandeur que celle qui est dénombrée en anaérobiose. En effet la majorité des souches bactériennes que l'on retrouve sont des bâtonnets Gram négatifs anaérobies facultatifs (PIKE et CURDS, 1971).

Le nombre des *Escherichia coli* fécaux présente de grandes variations à l'entrée (1×10^4 le 29-05 et $1{,}1 \times 10^7$ le 19-06), ce fait pouvant s'expliquer par l'hétérogénéité des prélèvements, ces bactéries étant apportées avec les excréments solides. Dans l'effluent de rejet, on observe une réduction importante (87 p. 100) du nombre de ces germes, ce qui est conforme aux résultats d'études analogues (SAUNIER *et al.*, 1972).

TABLEAU 3

Dénombrement de diverses microflores à l'entrée (amont) *et à la sortie* (aval) *de la station d'épuration de Versailles*

Les résultats sont exprimés par ml de boue

Date du prélèvement	Microflore totale		Bactéries témoins des contaminations fécales			Bactéries pathogènes (*Salmonella*) présentes dans			
	Aérobie 10^5/ml	Anaérobie 10^5/ml	*Escherichia coli* fécaux 10^3/ml	Streptocoques fécaux 10^3/ml	Spores de *Clostridium* sulfito-réducteurs 10^2/ml	100 ml	10 ml	1 ml	1/10 ml
				Amont					
10 mai	30	70	1 000	110	4	0	0	0	0
29 mai	3	10	10	250	5	0	0	0	0
6 juin	32	60	100	450	4	0	0	0	0
12 juin	300	20	2 500	250	10	+	+	0	0
19 juin	17	30	11 000	450	10	+	0	0	0
26 juin	200	30	200	1 100	20	+	+	0	0
3 juillet	20	40	100	250	10	0	0	0	0
10 juillet	200	20	100	250	10	+	+	+	0
17 juillet						+	+	+	0
				Aval					
10 mai	3	2	50	65	4	+	+	0	0
29 mai	5	2	20	45	4	0	0	0	0
6 juin	15	5	40	45	4	0	0	0	0
12 juin	8	3	10	110	1	+	+	+	+
19 juin	6	7	50	25	10	0	0	0	0
26 juin	23	4	250	45	20	0	0	0	0
3 juillet	2	4	3	11	3	+	+	0	0
10 juillet	5	2	28	25	5	+	0	0	0
17 juillet						+	+	0	0

TABLEAU 4

Dénombrement de diverses microflores à l'entrée (amont) *et à la sortie* (aval) *de la station d'épuration de Versailles*

Les résultats sont exprimés par ml de boue

Date du prélèvement	Bactéries du cycle de l'azote				Bactéries responsables des mauvaises odeurs			
	Bactéries aérobies fixatrices d'azote cellules/ml	Bactéries ammonifiantes 10^4/ml	Bactéries nitreuses cellules/ml	Bactéries nitriques cellules/ml	Bactéries indologènes 10^3/ml	Bactéries uréolytiques 10^3/ml	Bactéries sulfato-réductrices 10^2/ml	Bactéries produisant H_2S 10^4/ml
				Amont				
10 mai	—	1 100	—	—	11 000	45	1 100	2 500
29 mai	450	250	4	11	250	450	15	450
6 juin	15 000	2 500	4	25	450	450	25	110
12 juin	2 000	1 500	25	1	11 000	2 500	2	2 500
19 juin	1 100	1 100	2	3	4 500	4 500	110	250
26 juin	250	4 500	1	1	4 500	11 000	45	1 500
3 juillet	45	2 500	4	2	4 500	1 100	110	1 100
10 juillet	1 100	4 500	4	2	4 500	1 100	110	250
17 juillet	2 500	—	4	0	—	—	—	—
				Aval				
10 mai	400	1 100	—	—	110	110	45	110
29 mai	250	45	3	7	25	45	15	11
6 juin	15 000	25	4	1	250	250	45	110
12 juin	1 500	150	1	0	110	450	25	25
19 juin	450	110	4	1	250	25	20	45
26 juin	3	450	4	1	110	1 100	4	150
3 juillet	3	45	1	0	25	1 100	25	4
10 juillet	250	250	4	2	250	450	15	45
17 juillet	250	—	0	1	—	—	—	—

La recherche des streptocoques fécaux complète celle des *Escherichia coli* pour dépister les contaminations fécales des effluents de rejet (SEN et GHOSH, 1970). On trouve, en effet, entre 10^5 et 10^6 streptocoques fécaux revivifiables dans l'affluent brut et cinq fois moins dans l'effluent de rejet. Quant aux spores de *Clostridium* sulfitoréducteurs, il y en a peu dans les deux cas, mais elles ne sont pas arrêtées par la station. On peut en déduire qu'elles ne sont, ni adsorbées sur les flocs, ni consommées par les Protozoaires. Ce fait est à retenir lorsqu'on utilise des eaux polluées par des effluents de rejet dans l'industrie (production de gélatine alimentaire, par exemple).

La recherche des *Salmonella*, bactéries pathogènes d'origine animale ou humaine, hébergées dans l'intestin et véhiculées dans les eaux résiduaires, est importante sur le plan épidémiologique. On en retrouve, en effet, autant à la sortie qu'à l'entrée, ce qui prouve bien qu'elles passent à travers le système d'épuration, traduisant un danger potentiel de l'effluent de rejet sur le plan de l'hygiène. C'est ainsi qu'entre 1970 et 1973, quelques cas de typhoïde ont été observés à Edimbourg, provoqués par une seule souche bien lysotypée. Tous les malades avaient été au contact d'une rivière contaminée par un apport d'eaux usées (CONN *et al.*, 1972).

Les bactéries ammonifiantes sont très nombreuses dans l'affluent, ce qui paraît normal dans le cas d'eaux résiduaires urbaines riches en azote organique. Il y en a beaucoup moins dans l'effluent de rejet, puisque 80 p. 100 sont éliminées par la station.

Il y a très peu de bactéries de la nitrification dans les effluents, bien que leurs besoins nutritionnels puissent être facilement satisfaits, l'ammoniaque étant fournie abondamment par les bactéries ammonifiantes, l'anhydride carbonique et les sels minéraux indispensables étant présents en quantités suffisantes. Mais il est difficile de savoir si ce sont les matières organiques des eaux usées qui exercent directement un effet inhibiteur sur la croissance de ces bactéries (PAINTER, 1970). Les bactéries aérobies fixatrices d'azote se retrouvent en nombre variable, parfois notable, dans l'affluent (15×10^3 le 6-03) ou dans l'effluent (15×10^3 le 6-06) ; elles paraissent ne pas être arrêtées par la station. Cependant on n'a pas mis en évidence une augmentation de leur nombre dans le bassin d'aération, ce qui laisse supposer qu'il n'y a pas fixation de l'azote à ce stade.

Les bactéries responsables des mauvaises odeurs sont très nombreuses dans l'affluent, avec des variations considérables suivant les prélèvements. On observe seulement une réduction importante (80 à 90 p. 100) du nombre des bactéries indologènes et productrices d'hydrogène sulfuré dans l'effluent de rejet. Mais il en reste suffisamment pour qu'elles puissent jouer un rôle dans la pollution bactérienne, ce qui est particulièrement net dans le cas des bactéries sulfato-réductrices responsables des corrosions.

3. 2. *Station d'Achères III*

Il est intéressant de comparer le rôle épurateur d'une station de moyenne importante, ayant un système classique de boues activées (Versailles) avec une station récente, de grandes dimensions (Achères III). Les résultats sont résumés dans les tableaux 5, 6 et 7.

Les dénombrements de la microflore totale (aérobie et anaérobie) des affluents de Versailles et d'Achères III sont comparables, la réduction du nombre des germes

TABLEAU 5

Dénombrement de diverses microflores à l'entrée (amont) *et à la sortie* (aval) *de la station d'épuration d'Achères*

Les résultats sont exprimés par ml de boue

Date du prélèvement	Microflore totale		Bactéries témoins des contaminations fécales			Bactéries pathogènes (*Salmonella*) présentes dans			
	Aérobie 10^5/ml	Anaérobie 10^5/ml	*Escherichia coli* fécaux 10^3/ml	Streptocoques fécaux 10^3/ml	Spores de *Clostridium* sulfito-réducteurs 10^2/ml	100 ml	10 ml	1 ml	1/10 ml
				Amont					
24 juillet	40	40	200	25 000	4	+	+	+	+
31 juillet	300	200	150	45	3	0	0	0	0
7 août	80	40	200	11	4	+	+	+	0
2 octobre	20	100	700	45	1	+	0	0	0
10 octobre	30	20	2 000	110	10	+	+	+	+
16 octobre	200	100	400	45	10	+	+	+	+
23 octobre	10	100	300	110	10	+	+	+	+
30 octobre	90	50	500	45	10	+	+	+	+
14 novembre	70	50	100	110	10	+	+	+	+
21 novembre	50	40	100	45	10	+	+	+	+
				Aval					
24 juillet	15	3	30	4 500	1	+	0	0	0
31 juillet	30	7	50	—	1	+	+	+	0
7 août	27	10	100	4,5	0,3	+	+	+	0
2 octobre	15	10	300	11	0,6	+	+	+	0
10 octobre	9	20	60	25	1	+	+	+	+
16 octobre	9	3	30	4,5	2	+	+	0	0
23 octobre	7	0,4	30	2,5	10	+	0	0	0
30 octobre	20	2	80	2,5	10	0	0	0	0
14 novembre	4	20	4	11	10	+	+	+	0
21 novembre	4	10	20	4,5	10	0	0	0	0

TABLEAU 6

Dénombrement de diverses microflores à l'entrée (amont) *et à la sortie* (aval) *de la station d'épuration d'Achères*

Les résultats sont exprimés par ml de boue

Date du prélèvement	Bactéries du cycle de l'azote				Bactéries responsables des mauvaises odeurs			
	Bactéries aérobies fixatrices d'azote cellules/ml	Bactéries ammonifiantes 10^4/ml	Bactéries nitreuses cellules/ml	Bactéries nitriques cellules/ml	Bactéries indologènes 10^3/ml	Bactéries uréolytiques 10^3/ml	Bactéries sulfato-réductrices 10^2/ml	Bactéries produisant H_2S 10^4/ml
				Amont				
24 juillet	4	2 500	15	1	2 500	1 100	45	450
31 juillet	2 500	1 100	9	1	1 500	110	11	450
7 août	45	1 500	45	25	4 500	2 500	45	45
2 octobre	2	2 500	110	25	25 000	450	45	300
10 octobre	9	4 500	250	4	7 500	4 500	75 000	1 100
16 octobre	4	2 500	110	45	11 000	450	250	1 100
23 octobre	4	2 500	1 100	45	4 500	3 000	450	450
30 octobre	1	2 500	45	45	2 500	110	75	450
14 novembre	110	2 500	45	45	4 500	110	45	450
21 novembre	2 500	250	110	9	1 100	110	45	25
				Aval				
24 juillet	1	450	4	0	250	250	4,5	750
31 juillet	1 100	4 500	4	0	7 500	75	250	45
7 août	4	250	10	4	1 100	250	4,5	25
2 octobre	1	150	4	110	1 100	450	11	750
10 octobre	2	1 100	9	4	45	250	160	110
16 octobre	2	45	25	4	250	45	7,5	25
23 octobre	2	250	7	1	110	45	4,5	4,5
30 octobre	1	110	20	2	1 100	—	45	250
14 novembre	25	250	4	0	150	11	250	11
21 novembre	450	250	9	4	250	45	11	11

revivifiables après le traitement étant un peu plus faible dans le cas d'Achères III (70 p. 100 au lieu de 85 p. 100). Le pouvoir d'arrêt de la station d'Achères III vis-à-vis des bactéries témoins des contaminations fécales (à l'exclusion des spores de *Clostridium* sulfito-réducteurs) est moins élevé que celui de la station de Versailles, inférieur à 80 p. 100. C'est peut-être la raison pour laquelle on retrouve plus fréquemment des *Salmonella* dans les effluents épurés provenant de la station d'Achères III (tabl. 8).

TABLEAU 7

Détermination du pouvoir d'arrêt moyen de deux stations sur la pollution bactérienne (exprimé en p. 100)

Types bactériens	Stations étudiées	
	Versailles	Achères III
Microflore totale		
Aérobie	83,0	70,3
Anaérobie	87,1	68,1
Bactéries témoins des contaminations fécales		
Escherichia coli fécaux	87,1	79,8
Streptocoques fécaux	80,6	75,5
Spores de *Clostridium* sulfitoréducteurs	26,2	44,4
Bactéries du cycle de l'azote		
Bactéries fixatrice aérobies	46,2	63,6
Bactéries ammonifiantes	80,4	71,2
Bactéries nitreuses	—	—
Bactéries nitriques	—	—
Bactéries responsables des mauvaises odeurs		
Bactéries indologènes	89,7	76,1
Bactéries uréolytiques	54,6	58,5
Bactéries sulfatoréductrices	54,0	57,7
Bactéries produisant de l'hydrogène sulfuré	80,7	66,1

Par contre, dans le cas des bactéries du cycle de l'azote, on aboutit aux mêmes conclusions. Ainsi les bactéries aérobies fixatrices d'azote et les bactéries de la nitrification sont peu nombreuses, tandis qu'il y a beaucoup de bactéries ammonifiantes dans l'affluent et dans l'effluent épuré (la réduction de leur nombre étant de 71 p. 100 en moyenne).

Dans l'effluent de rejet, la réduction du nombre des bactéries responsables des mauvaises odeurs est également plus faible. On peut y trouver un assez grand nombre de bactéries sulfato-réductrices. Il apparaît que dans l'ensemble, le pouvoir d'arrêt de cette station de grandes dimensions vis-à-vis de la pollution bactérienne est moins élevé que celui d'une station moyenne. Dans les deux cas, le dénombrement total des bactéries viables avant et après traitement donne une indication utile sur le

mode général de fonctionnement de la station en ce qui concerne la pollution bactérienne. En effet, il n'est pas possible de suivre exactement le devenir d'un affluent donné au cours de l'épuration en prélevant l'effluent correspondant, même en tenant compte du temps de rétention.

3. 3. *Présence des* Salmonella *dans les effluents de rejet*

De nombreux auteurs ont mis en évidence que l'effluent épuré pouvait rester infectieux (RUSSEL *et al.*, 1962 ; BIESOLD et BEHREND, 1964 ; COETZEE et FOURIE, 1965 ; KEHR et WORATZ, 1969). Les *Salmonella* survivent dans 75 p. 100 des cas (LECLERC *et al.*, 1970).

L'abondance des *Salmonella* dans ces effluents et les contacts avec d'autres bactéries appartenant à des genres voisins peut être le départ de souches résistantes aux antibiotiques, car on trouve un grand nombre d'*Escherichia coli* résistants aux antibiotiques et capables de transmettre cette résistance dans les cours d'eau relevant des effluents des stations d'épuration (SMITH, 1970 ; STURTEVANT *et al.*, 1971). Même lorsque l'autoépuration naturelle se fait dans de bonnes conditions, on retrouve encore des *Salmonella* revivifiables jusqu'à plus de 10 km du lieu de décharge des effluents de rejet dans la rivière (McCOY, 1971). On note qu'il a y presque autant de chances de trouver ces bactéries dans l'effluent de rejet que dans l'affluent brut (tabl. 8). De ce fait, le pouvoir d'arrêt des stations à boues activées est pratiquement nul, et la survie de ces germes pathogènes constitue bien une menace permanente pour la santé publique (LECLERC, 1971).

TABLEAU 8

Dénombrement des Salmonella *dans les eaux urbaines*

Salmonella dans 100 ml	Versailles		Achères	
	Amont	Aval	Amont	Aval
0	3	4	2	3
1 à 10	1	1	1	2
10 à 100	1	3	0	1
100	4	1	8	5
Total des prélèvements	9	9	11	11
Nbre de sérotypes	5	8	12	11

Il y a de nombreux sérotypes (tabl. 9) confirmant des résultats publiés en Angleterre (HARVEY *et al.*, 1969), d'où la nécessité de prévoir un traitement tertiaire pour éliminer ces bactéries pathogènes, surtout quand il y a une prise d'eau destinée à l'alimentation humaine, l'industrie alimentaire ou les baignades.

TABLEAU 9

Répartition en p. 100 des sérotypes

Sérotypes	P. 100 des sérotypes			
	Versailles		Achères	
	Amont	Aval	Amont	Aval
S. paratyphi B ...	16	10,5	10	15
S. wien	10,5	16	4	15
S. brandenburg ..	42	0	17	11
S. essen	0	10,5	7	15
S. newington	0	5	20	15
S. manchester ...	21	32	0	0
S. eimsbuettel ...	0	0	4	7
S. typhimurium ..	0	5	0	7
S. la rochelle	0	0	7	4
S. infantis	0	0	15	4
S. stamley	0	16	0	0
S. give	10,5	0	0	0
S. muenchen	0	0	0	4
S. enteritidis	0	0	0	4
S. senftenberg ...	0	5	0	0
S. bredeney	0	0	4	0
S. newport	0	0	4	0
S. goettingen	0	0	4	0
S. gloucester	0	0	4	0

On peut donc en conclure que ces stations du type boues activées, efficaces pour réduire la pollution organique, le sont beaucoup moins en ce qui concerne la pollution bactérienne. Dans le cas des *Salmonella*, ces stations ne donnent lieu à aucune protection, ce qui pose des problèmes du point de vue de l'hygiène.

Reçu pour publication en janvier 1974.

REMERCIEMENTS

Nous remercions M. le Professeur LE MINOR, Chef de Service à l'Institut Pasteur de Paris, pour l'aide précieuse qu'il nous a apportée dans la détermination de certains sérotypes.

Ce travail a fait l'objet de la Convention D 72-1 du 23 février 1972 passée entre l'Agence Financière du Bassin Seine Normandie et l'Institut National Agronomique Paris-Grignon.

SUMMARY

EVOLUTION OF MICROFLORA DURING PURIFICATION TREATMENT OF URBAN WATER BY ACTIVATED SLUDGE

This study was carried out with the object of comparing the efficiency, concerning bacterial pollution, of two stations of very different size and design. The results obtained emphasized the following facts :

1. The bacterial microflora appears to be quite homogenous in the ventilation tank although the techniques used are not well adapted to activated sludge.

2. Compared to the in-flow, a reduction of almost 90 p. 100 the number of bacteria that can be revitalized, is found in the out-flow. The same is true in the case of *Escherichia coli* and faecal streptococci. On the other hand, sulphite reducing *Clostridium* spores are not checked by either station.

3. There are very few nitrifying bacteria in the out-flows. The number of aerobic nitrogen-fixing bacteria varies greatly but the latter are not checked by the station as are the ammoni-fying bacteria.

4. With regard to the bacteria responsible for bad smells, which are very numerous in the in-flow, an 80 p. 100 reduction in the number of indologenous bacteria and hydrogen sulphide producing bacteria is observed in the out-flow. The latter can contain considerable numbers of sulphate reducing bacteria which are the cause of chemical corrosion.

5. The bacterial pollution checking-capacity of a large station (Acheres III) is slightly less than that of an average-size station (Versailles).

6. *Salmonella* are equally numerous in the out-flow as in the crude in-flow.

ZUSAMMENFASSUNG

ENTWICKLUNG DER MIKROFLORA WÄHREND EINER WASSERREINIGUNGS-BEHANDLUNG MIT BELEBTSCHLAMM

Diese Untersuchung wurde zum Zwecke eines Vergleichs der Wirksamkeit von zwei Anlagen verschiedener Grösse und Bauart in bezug auf die Bakterienverseuchung durchgeführt. Die erzielten Ergebnisse streichen folgende Tatsachen heraus :

1. Die bakterielle Mikroflora erscheint im Belüftungsbecken ziemlich homogen, obwohl die angewandten Methoden für den Belebtschlamm nicht besonders geeignet sind.

2. Man findet im Vergleich zum Zufluss eine Verminderung der Zahl der wiederbelebbaren Bakterien im Schmutzabfluss um ca 90 p. 100. Dies gilt ebenso für die *Escherichia coli* und die Fäkalienstreptokokken. Die sulfitreduzierenden *Clostridien*sporen werden hingegen von den beiden Kläranlagen nicht zurückgehalten.

3. Es gibt sehr wenige nitrifizierende Bakterien in den Abwässern. Die Zahl der aerc ben stickstoffbindenden Bakterien schwankt in weiten Grenzen, aber letztere werden von der Anlage nicht zurückgehalten zum Unterschied von den ammonifizierenden Bakterien.

4. Was die für den üblen Geruch verantwortlichen Bakterien betrifft, die im Zufluss sehr zahlreich sind, beobachtet man eine Abnahme um 80 p. 100 der Zahl der indologenen und der schwefelwasserstofferzeugenden Bakterien in den Abwässern. Letztere können die für Korro-sionserscheinungen verantwortlichen sulfatreduzierenden Bakterien in beträchtlichen Mengen enthalten.

5. Das Vermögen, bakterielle Verseuchung zu hemmen, ist im Falle einer grossen Anlage (Achères III) etwas geringer als das einer mittleren Anlage (Versailles).

6. Die *Salmonellen* sind im Abfluss ebenso zahlreich vorhanden wie im unbehandelten Zufluss.

РЕЗЮМЕ

Эволюция микрофлоры во время очистительной обработки сточных город-ских вод при помощи активированных грязей.

Ж. РИВЬЕР.

Данная работа была проведена для сравнения эффективности двух очистительных станций, разных размеров, и с совершенно разной кон-цепцией по отношению к бактериальному загрязнению. Из полученных результатов выводятся следующие заключения :

1) Бактериальная микрофлора достаточно гомогенна в бассейнах аэрации, несмотря на то что применяемая технология недостаточно приспособлена к случаю активированных грязей;

2) Число бактерий способных к оживлению сокращается в отбрасываемом стоке приблизительно на 90 % по сравнению с притоком. Это относится главным образом к *Escherichia coli* и стрептококкам испражнений. И напротив, споры сернокислого восстановителя *Clostridium* sp. не задерживаются очистительными станциями;

3) В стоках из очистительных станций мало бактерий нитрификаторов. Число аэробных бактерий фиксирующих азот меняется в широких пределах, но и эти бактерии станциями не задерживаются, как это происходит с бактериями аммонификаторами.

4) Что-же касается бактерий порождающих неприятные запахи, число которых очень велико в притоке, то отмечается сокращение на 80 % числа индологенных бактерий и числа бактерий продуцентов сероводорода в очищенном стоке. Но сток этот содержит ещ крупные количества сульфат-редуцирующих бактерий, ответственных за коррозию.

5) Способность более крупной станции (Ашер III) к задержанию загрязняющих бактерий, менее велика чем способность станции средних размеров (Версаль).

6) Число Сальмонелл в очищенном стоке остается тем-же, каким было в сточных водах до очищения.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Biesold I., Behrend L., 1964. Salmonellae in waste water from biological purification plants. *Ztschr. ges. Hyg.* **10**, 523-31.

Burnett W. E., Dondero N. C., 1969. Microbiological and chemical changes in poultry manure associated with decomposition and odour generation. Cornell Univ. *Conf. agr. Waste Mgmt.*, 271-191.

Buttiaux R., Muchemble G., Leurs T., 1953. La colimétrie de l'eau sur membranes filtrantes. *Ann. Inst. Pasteur*, **84**, 1010-25.

Buttiaux R., Beerens H., Tacquet A., 1969. *Manuel de Techniques Bactériologiques*. Éd. médicales Flammarion, Paris.

Chapman G. H., 1951. A culture medium for detecting and confirming *Escherichia coli* in ten hours. *Am. J. Pub. Hlth.*, **41**, 1381.

Clarke N. A., Stevenson R. E., Chang S. L., Kabler P. W., 1961. Removal of enterovirus from sewage by activated sludge treatment. *Am. J. Publ. Hlth.*, **51**, 1118-29.

Coetzee G. J., Fourie N. A., 1965. The efficiency of conventional sewage purification works with respect to the survival of pathogenic bacteria and indicator organisms. *Wat. Pollut. Control.*, **3**, 210.

Conn N. K., Heymann C. S., Jameson A., Mc William S. M., Scott T. G., 1972. Water bonre typhoïd fever caused by an unusual V_1 phage type in Edinburgh. *J. Hyg. Camb.*, **70**, 245-253.

Dawson R. N., Murphy K. L., 1972. The temperature depedency of biological denitrification. *Wat. Res.*, **6**, 71-83.

Dias F. F., 1964. *Studies on the bacterial flora of sewage.* Thesis. Indian Institute of Science. Bangalore.

Gatelier C., 1962. Importance du rôle des bactéries dans la corrosion du matériel. *Bull. A. F. T. P.* nº 152.

Gayford C. G., Richards J. P., 1970. Isolation and enumeration of aerobic heterotrophic bacteria in activated sludge. *J. appl. Bact.*, **33**, 342.

Hajna A. A., Perry C. A., 1943. Comparative study of presumptive and confirmating media for bacteria of the coliform group and for fecal Streptococci. *Am. J. Pub. Hlth.*, **33**, 550-6.

Harvey R. W. S., Price T. H., Foster D. W., Griffiths W. C., 1969. Salmonella in sewage. A study of latent human infection. *J. Hyg. Camb.*, **67**, 517-523.

Hynes M., 1945. In : *Handbook of Pratical Bacteriology.* 7e ed. Mackie T. J., Mc Cartney E. S., ed., Lingstone, Edinburgh, p. 661-663.

KABLER P. W., 1959. Removal of pathogenic microorganisms by sewage treatment process. *Sewage Ind. Wastes*, **31**, 1373-82.

KELLY S., SANDERSON W. W., NEDL G., 1961. Removal of enteroviruses from sewage by activated sludge. *J. Wat. Pollut. Contr. Fed.*, **33**, 1056.

KEHR H., WORATZ H., 1966. Experimental work on the reduction of salmonella in a activated sludge pond. *Zentbl. Bakt.* I, **201**, 337.

KRIDGE P. R., 1964. A survey of the pathogenic organisms and helminthic ova in composts and sewage sludge. *Water Pollut. Control.*, **3**, 215-220.

LECLERC H., 1971. Les microorganismes pathogènes des eaux résiduaires. Évolution au cours des traitements d'épuration. *T. S. M. l'Eau*, nov. 389.

LECLERC H., PERCHET A., SAVAGE C., ANDRIEU S., NGUEMATCHA R., 1970. Microbiological aspects of sewage treatment. *Proc. 5th. Int. Conf. Wat. Pollut. Res.* **1**, 1-23.

LECLERC H., CATSARAS M., SAVAGE C., EYMARD C., 1970. Sur l'isolement des Salmonella dans les milieux fortement pollués. Essais sur des eaux résiduaires. *Ann. Inst. Pasteur* (Lille), **21**, 277-94.

LEIFSON E., 1936. New selenite enrichment media for the isolation of typhoid and paratyphoid bacilli. *Am. J. Hyg.*, **24**, 423-32.

LE MINOR L., 1972. *Le diagnostic de laboratoire des bacilles à Gram négatifs* I : Enterobactéries. Ed. La Tourelle, St-Mandé.

LIEBMANN H., 1968. Parasites in sewage and the possibilities of their extention. *Adv. Wat. Pollut. Res.*, Proc. Sec. Intern. Conf. Tokyo, Pergamon Press, **2**, 269-279.

LITSKY W., MALMANN W. L., FIFIELD C. W., 1953. A new medium for the detection of enterococci in water. *Am. J. Publ. Hlth.* **43**, 873-9.

LUND E., HEDSTROM C. E., 1967. Recovery of virus from a sewage treatment plant. In : *Transmission of viruses by the water route*, Berg G. ed., Interscience, London.

MCCOY J. H., 1971. Sewage pollution in Natural Waters. In : *Microbial aspects of pollution*. Sykes G., Skinner F. A., ed., Acad. Press, London p. 33-56.

MEINCK F., STOOF H., KOHLSCHUTTER H., 1970. *Les eaux résiduaires industrielles*. Masson ed. Paris.

MODESITT D. E., 1970. Thesis. Oklahoma State University, 183 p.

MOSSEL D. A. A., 1959. Enumeration of sulphite reducing Clostridia occuring in foods. *J. Sci. Food Agr.* **10**, 662.

MOSSEL D. A. A., BECHET J., LAMBION R., 1962. *La prévention des infections et des toxi-infections alimentaires*. C. E. P. I. A. ed., Bruxelles.

PAINTER H. A., 1970. A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganisms. *Wat. Res.* **4**, 393.

PIKE E. B., CURDS C. R., 1971. The Microbial ecology of the activated sludge process. In : *Microbial aspects of pollution*. Sykes G., Skinner F. A., ed., Acad. Press, London, p. 123-142.

PIKE E. B., CARRINGTON E. G., ASHBURNER P. A., 1972. An evaluation of procedures for enumerating bacteria in activated sludge. *J. Appl. Bact.* **35**, 309-321.

POCHON J., TARDIEUX P., 1962. *Techniques d'analyse en Microbiologie du sol*. Éd. La Tourelle, St-Mandé.

PRAKASAM T. B. S., DONDERO N. C., 1967. Microbiological characteristics of activated sludges for the purification of various industrial effluents. *Microbiologya*, **28**, 565.

PRIMAVESI C. A., 1970. The effect of virus infected sewage on recovery waters and the question of virus elimination. *Gewässerschutz Wass. Abwass.*, **3**, 1-22.

RUSSEL E. M., MUNRO E. P., PEACOCK T. C., 1962. The removal of pathogens during sewage treatment. *Water Wastc. Tr. J.*, **8**, 575-8.

SAUNIER B., ROGER A., ROGER F., 1972. Réflexions sur la définition des normes bactériologiques de rejet des eaux usées. *T. S. M. l'Eau*, sept. 1972, 349.

SCHÄFER E., 1971. Études expérimentales pour la détermination quantitative du virus poliomyélitique type II dans les eaux de surface (en allemand). Gas-u, *Wass Fach*, **112**, 109-113.

SEN R., GHOSH S. N., 1970. A comparison of the enterococci index with coliform index as indicator of faecal pollution of water. *Indian J. Med. Res.*, **58**, 1164-8.

SMITH H. W., 1970. Incidence of river water of *E. coli* containing R factors. *Nature* (London), **228**, 1286-1288.

STURTEVANT A. B., CASSEL G. H., FEARY T. W., 1971. Incidence of infections drug resistance among faecal coliforms isolated from raw sewage. *Appl. Microbiol.*, **21**, 487-491.

TOERIEN D. F., THIEL P. G., HATTINGH M. M., 1968. Enumeration, isolation and identification of sulphate reducing bacteria of anaerobic digestion. *Wat. Res.*, **2**, 505-513.

TOMLINSON T. G., BOON A. G., TROTMAN C. N. A., 1966. Nitrification in the activated sludge process. *J. Appl. Bacteriol.*, **29**, 266.

Ann. agron., 1974, **25** (2-3), 535-537.

INFORMATIONS

INSTITUT PASTEUR, PARIS
ENSEIGNEMENTS 1974-1975

Ces enseignements sont du niveau post-universitaire. Ils sont destinés aux diplômés des Facultés des Sciences, de Médecine, de Pharmacie et aux anciens élèves des grandes Écoles. Toutefois, des étudiants en fin de scolarité pourraient être également admis dans la mesure des places disponibles.

I. — ENSEIGNEMENTS GÉNÉRAUX

COURS DE MICROBIOLOGIE GÉNÉRALE

Méthodologie — Anatomie fonctionnelle des bactéries — Physiologie microbienne — Fonction du gène et mutations — Échanges génétiques — Bactériophages — Régulation des biosynthèses.

Structure et physiologie des cellules eucaryotes — Anatomie structurale et biochimique des virus — Réplication des virus à ARN et à ADN — Génétique des virus — Virus oncogènes.

Plein temps, sauf le samedi après-midi, de fin septembre à fin février.

COURS DE MICROBIOLOGIE SYSTÉMATIQUE

Généralités — Techniques bactériologiques — Étude des divers groupes de bactéries d'intérêt médical.

Généralités — Techniques virologiques — Étude des divers groupes de virus d'intérêt médical.

Plein temps, sauf le samedi après-midi, de début septembre à début mars.

COURS D'IMMUNOLOGIE APPROFONDIE

Les techniques immunologiques — Les Immunoglobulines — Immunologie cellulaire.

Plein temps, sauf le samedi, de mars à juillet.

COURS D'IMMUNOLOGIE GÉNÉRALE

Méthodes de l'Immunologie — Antigènes, anticorps, réactions antigènes-anticorps — Immunochimie — Éléments d'Immunologie cellulaire.

Plein temps, sauf le samedi, de mars à juin.

II. — ENSEIGNEMENTS SPÉCIALISÉS

COURS DE MICROBIOLOGIE DU SOL

Bactéries responsables des cycles biologiques du carbone, de l'azote et des principaux éléments minéraux — Population du sol — Interactions des micro-organismes entre eux et avec les plantes — Facteurs édaphiques et climatiques — Humus et humification.

Plein temps, sauf le samedi après-midi (septembre : 4 semaines).

COURS D'IMMUNOLOGIE DES INFECTIONS BACTÉRIENNES ET VIRALES

Phénomènes immunitaires dans les infections bactériennes et virales — Modèles d'applications au diagnostic — Pathologie de l'immunité anti-infectieuse.

Plein temps, sauf le samedi, de mi-juin à mi-juillet.

COURS DE MYCOLOGIE MÉDICALE

Champignons pathogènes pour l'homme et les animaux : Morphologie, Physiologie, Biochimie, Écologie, Mycoses : Clinique, Diagnostic biologique, Histopathologie, Immunologie, Antifongiques.

Tous les après-midi, sauf le samedi et le matin deux fois par semaine (fin septembre à fin octobre).

COURS D'IMMUNO-HÉMATOLOGIE ET D'IMMUNO-PATHOLOGIE MÉDICALES

Immuno-hématologie (érythrocytaires, leucocytaires et sériques) — Immuno-pathologie des affections thyroïdiennes, gastriques, musculaires, rénales, hépatiques et des collagénoses.

Plein temps, sauf le samedi après-midi (juillet : 4 semaines).

COURS D'INITIATION A LA RECHERCHE EN ÉPIDÉMIOLOGIE DES MALADIES TRANSMISSIBLES

Disciplines biologiques — Disciplines écologiques — Disciplines expérimentales — Disciplines mathématiques : statistique, informatique, biomathématique.

Tous les après-midi, sauf le samedi (février-mars : 7 semaines).

III. — ENSEIGNEMENTS MÉTHODOLOGIQUES

COURS DE CULTURES CELLULAIRES APPLIQUÉES A LA VIROLOGIE

Méthodes de cultures cellulaires appliquées à l'étude des virus — Différents types de cultures cellulaires (cellules primaires, de lignée continue, etc.) — Isolement des virus — Différentes méthodes d'identification — Titrage des virus — Principales applications pratiques de ces méthodes.

Plein temps, sauf le samedi après-midi (novembre : 2 semaines) Nombre d'élèves : 20.

COURS DE MICROSCOPIE ÉLECTRONIQUE

Aspects physiques de la formation de l'image — Dispositifs — Méthodes de préparation des objets — Photomicrographie — Autoradiographie — Mesures — (Options : cryo-décapage, microscopie électronique à balayage.)

Plein temps, sauf le samedi (mars : 2 semaines). Nombre d'élèves : 8.

COURS SUR LE MARQUAGE DES ANTICORPS

Immunoadsorbants — Marqueurs fluorescents, enzymes... Application aux recherches biologiques.

Plein temps (avril : 9 journées).

COURS SUR L'APPLICATION DES RÉACTIONS D'IMMUNOFLUORESCENCE ET IMMUNOENZYMATIQUES A L'ÉTUDE DES MALADIES DE L'HOMME

Affections bactériennes et virales — Immunopathologie — Antigènes tumoraux.

Plein temps (avril : 6 journées).

Le nombre de places étant limité, il convient de déposer les candidatures plusieurs mois à l'avance. Les dates de ces cours sont susceptibles de modifications d'une année à l'autre. Les candidats retenus en seront informés en temps voulu.

Les demandes de renseignements et les candidatures doivent être adressés au :

Secrétariat Général des Enseignements
Institut Pasteur - 28, rue du Docteur-Roux
75015 Paris

Ann. agron., 1974, **25** (2-3).

CONTENTS

R. Calvet, Ph. Graffin. — Mathematical description of transport of aqueous solutions in porous media 123

Ph. Graffin. — Limitations of using a simulation model of the soil under irrigated cultivation to simulate the functioning of the soil as a purifying system 157

G. Catroux, J. C. Germon, Ph. Graffin. — The use of soil as a purifying system 179

J. C. Germon, A. Verguet. — Description of an electrolytic respirometer used for the study of biodegradability of sewage applied to soil 195

A. Morisot, R. Gras. — Typing of the effluents of the agricultural and food industries .. 209

R. Gras, A. Morisot. — Solid waste from the agricultural and food industries 231

A. Morisot, R. Gras. — Agronomic effects of the land disposal of wastes from the agricultural and food industries 243

G. Lefevre. — Observations made over a two-year period on the spraying of starch industry process-water onto silt 267

J. Muller. — The spreading of starch industry process-water by aerial spraying. The study of their composition. Influence on the soil and on underground water 289

G. Catroux, J. C. Germon, F. Heitz, P. Bidan. — The spreading of waste-water from sugar factories 307

C. Juste. — Another possible use of distiller's mash for agriculture 339

D. Ballay, G. Catroux. — A possibility of limiting the harmful effects and pollution due to pig-farms 351

J. Rivière, J.-C. Subtil, G. Catroux. — Research in the physico-chemical and microbiological evolution of liquid pig manure during anaerobic storage 383

M. Coppenet. — The application of liquid pig manure. Its agronomic effects 403

J. P. André. — Natural restitution of potassium by bovine urine 425

J. Blanchon, R. Burbau, L. Gachon, F. de Montard. — Study of the nitrogenous fertilization value of liquid bovine manure on a piece of grass-land in the Auvergne Mountains. Botanical evolution of the piece of grass-land 439

C. Courpron. — Losses of fertilizing elements in the sandy soil of Landes (department of France) subjected to intensive fertilization and irrigation 467

A. Clair. — Pollution of the underground water-bearing bed by chloride following the opening of the A6 Motorway in the Arrière-Côte of the Côte-d'Or (department of France) 483

J. Chrétien, J. Concaret, Colette Mère. — Evolution of the nitrate content in drinking water (department of Yonne) 499

J. Rivière. — Evolution of microflora during purification treatment of urban water by activated sludge 515

Informations 535

Ann. agron., 1974, **25** (2-3).

TABLE DES MATIÈRES

(*Suite*)

Effluents d'élevages

D. Ballay, G. Catroux. — Possibilités de limitation des nuisances et des pollutions dues aux élevages porcins 351

J. Rivière, J.-C. Subtil, G. Catroux. — Étude de l'évolution physico-chimique et microbiologique du lisier de porcs pendant le stockage anaérobie 383

M. Coppenet. — L'épandage du lisier de porcherie. Ses conséquences agronomiques 403

J.-P. André. — La restitution naturelle du potassium par les urines de bovins. Migration de cet élément dans le sol sous l'effet du lessivage 425

J. Blanchon, R. Burbau, L. Gachon, F. de Montard. — Étude de la valeur fertilisante azotée du lisier de bovins sur une prairie des Monts d'Auvergne. Évolution botanique de la prairie 439

Risques de pollution du milieu naturel

C. Courpron. — Pertes en éléments fertilisants dans les sols sableux des Landes soumis à une fertilisation et une irrigation intensives 467

A. Clair. — Pollution de la nappe phréatique aquifère profonde par les chlorures à la suite de la mise en service de l'autoroute A-6 dans l'arrière-côte de la Côte-d'Or 483

J. Chrétien, J. Concaret, C. Mère. — Évolution des teneurs en nitrates dans les eaux d'alimentation (Département de l'Yonne) 499

J. Rivière. — Évolution de la microflore au cours d'un traitement d'épuration d'eaux urbaines par boues activées 515

Informations 535

RECOMMANDATIONS AUX AUTEURS

Le manuscrit doit être dactylographié sur papier format 21 × 29,7, avec un double interligne, au recto seulement. Chaque page sera numérotée et des feuilles *séparées* seront utilisées pour les références bibliographiques, les tableaux, les légendes des figures et graphiques, etc.

Au début de chaque mémoire, on indiquera : — *le titre du mémoire:* il ne devra pas comporter d'abréviations ni de formules chimiques (sauf pour les isotopes) ; — *le nom des auteurs*, précédé des initiales du prénom pour les hommes, du prénom complet pour les femmes ; — *le nom des techniciens* ayant collaboré à l'étude relatée, précédé de la mention : avec la collaboration technique de... ; — *le nom de l'établissement*, dans lequel ont été effectuées les recherches et son adresse.

Les mémoires seront rédigés, autant que possible, d'après le plan ci-dessous :
a) *résumé* suffisamment précis (250 mots max.) pour que sa lecture renseigne sur la nature du travail et son importance ; b) *introduction* dans laquelle on indique l'objet des recherches entreprises en relation avec les travaux déjà effectués dans le domaine ; c) *techniques expérimentales et matériel utilisé*, en donnant, sous une forme concise, tous les détails nécessaires pour que le lecteur puisse répéter les expériences ; d) *résultats*, à présenter de la manière la plus brève possible; e) *discussion et conclusion;* f) *titre et résumé* en anglais ou destinés à être traduit en anglais comportant une analyse *complète* de l'article ; g) *remerciements* pour les collaborateurs, les fonds, les dons...; h) *références bibliographiques*.

Les travaux originaux en anglais doivent présenter la même composition que les mémoires rédigés en français, mais ils comportent obligatoirement un résumé français *très complet*. Les figures, graphiques, tableaux et photographies seront sous-titrés en français.

Pour les autres documents (notes, mises au point, revues, rapports, etc.) l'auteur devra suivre un plan logique et le mettre en évidence par une titration appropriée.

Les références bibliographiques doivent être citées dans le texte de la manière suivante : (Dupont et Duval, 1954). Lorsque la référence comporte plus de trois auteurs, seul le premier auteur sera mentionné, suivi de *et al.* A la fin de l'article, les références constituant la bibliographie doivent être citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, et par ordre de dates pour un même auteur.

Pour les articles : le (s) nom (s) de (s) auteur (s) suivi (s) des initiales du (des) prénom (s) ; la date de parution de l'article ; le titre de l'article (dans la langue originale pour l'allemand, l'anglais, l'italien, l'espagnol et en français dans tous les autres cas, avec indication entre parenthèses de la langue d'origine, sauf si l'auteur étranger a sous-titré dans l'une des quatre langues mentionnées) ; le titre du périodique en abrégé, selon la *World List of Scientific Periodicals*, ou le *Bulletin Signalétique du C. N. R. S.* ; le volume ; la première et la dernière page de l'article.

Pour les ouvrages : le nom de l'auteur avec les initiales du prénom ; la date de l'édition ; le titre complet de l'ouvrage dans la langue originale, sans abréviations (pour les langues utilisant des alphabets autres que l'alphabet latin, la traduction du titre sera donnée entre parenthèses, avec mention de la langue d'origine) ; le volume ; la première et la dernière page du paragraphe se rapportant aux résultats discutés, et, si l'on cite l'ouvrage en entier, le nombre de volumes et le nombre total de pages ; le numéro de l'édition s'il y en a plusieurs ; le nom de l'éditeur ; le lieu de l'édition. Si l'ouvrage est collectif, on indiquera en plus le nom de l'auteur du chapitre cité, le nom des rédacteurs principaux, précédé de la mention « in », le titre de l'ouvrage.

La mention de « communications personnelles » ou « données non publiées » etc. doit être faite entre parenthèses. Lorsque l'auteur a relevé une référence dans une revue d'« Abstracts », le mentionner à la fin de la référence, entre parenthèses.

Les tableaux, dessins, graphiques, cartes, photographies, doivent être fournis à part. Les tableaux et figures doivent faire l'objet de deux numérotations distinctes, en chiffres arabes l'une et l'autre.

Les auteurs peuvent disposer leurs tableaux soit dans le sens de la largeur de la revue, soit dans le sens de la longueur. Dans le sens de la largeur, le total des signes et des espaces disponibles est de 100. Dans le sens de la longueur, il est de 155. Les tableaux en longueur, c'est-à-dire ceux pouvant disposer de 155 signes, ne seront admis que s'ils comprennent plus de 8 lignes de chiffres, de manière qu'une page entière de la revue ne soit pas occupée par un tableau très long et très étroit. Les graphiques ne doivent pas faire double emploi avec les tableaux.

Les légendes et les énoncés des graphiques et dessins doivent être dactylographiés sur une même feuille séparée et porter les numéros des figures.

Les graphiques, schémas, cartes, dessins d'appareils seront envoyés soit *à l'état définitif* soit *à l'état de projets*, leur exécution définitive étant confiée au Bureau de Dessin de l'I. N. R. A. Seules deux réductions à l'impression sont admises : *soit* × 0,5, *soit* × 0,25.

Il est rappelé que le format utile des *Annales* est : 19 × 12,5 cm ; ces dimensions ne doivent pas être dépassées.

Photographies : Il est recommandé de fournir des épreuves bien contrastées sur papier blanc, et de préférence en format 9 × 12. Si les photographies doivent être associées pour constituer des planches, on adoptera les normes suivantes : 2 photos 9 × 12, 4 photos 9 × 5,5, 6 photos 5,5 × 5,5. Dans ce cas, chaque photo devra porter un numéro en chiffres arabes visible après clichage.

Les légendes des photographies doivent être dactylographiées sur une même feuille séparée et porter les numéros des figures.

Il est demandé d'indiquer sur le manuscrit, dans la marge, en regard du texte, l'emplacement souhaité des tableaux et figures.

Envoi du manuscrit : M. Chaussidon (Science du Sol) ou M. Hallaire (Bioclimatologie), Centre national de Recherches agronomiques, 78000 Versailles (France), ou M. Gachon (Agronomie), Centre de Recherches de Clermont-Ferrand, 12, avenue de l'Agriculture, 63100 Clermont-Ferrand (France). On demande deux exemplaires.

Correction des épreuves : les épreuves que les auteurs recevront à corriger sont à retourner après correction à la Station de Science du Sol, C. N. R. A., Route de Saint-Cyr, 78000 Versailles (Mme Boniface).

Agronomie.

Le Directeur de la publication : M.-L. CAGNAC

Imprimerie Bussière à Saint-Amand (Cher), France. — 9-1974

Dépôt légal : 3e trimestre 1974. N° d'impression : 1044.

annales agronomiques

Bimestriel

1974

Vol. 25 . N°4

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE

Reproduction, même partielle, interdite sans autorisation des auteurs
et de l'Institut national de la Recherche agronomique
à l'exception des résumés

Ann. agron., 1974, **25** (4), 539-554.

DÉTERMINATION DES PERTES EN EAU SUBIES PAR LES DIFFÉRENTS ORGANES D'UNE PLANTE SOUMISE AU DESSÈCHEMENT

P. CRUIZIAT

avec la collaboration technique de C. BODET

Station de Bioclimatologie,
Centre national de Recherches agronomiques, I. N. R. A.,
78000 Versailles

RÉSUMÉ

Dans cet article, une méthode de laboratoire est proposée pour déterminer les quantités d'eau perdues par les différents organes d'une plante ayant subi un certain dessèchement : l'échantillon est prélevé avec ses racines dans son pot de culture et porté à pleine turgescence. Il est soumis à un dessèchement artificiel où toute l'eau perdue par le végétal provient du végétal lui-même ; les racines sont en effet enfermées dans un sac en plastique et ne reçoivent donc aucun apport d'eau.

Cette méthode appliquée à des jeunes plants de tournesol et de haricot d'un mois a permis de montrer :

1° que lorsque le végétal se dessèche, non seulement les feuilles, mais les autres organes aussi sont soumis au dessèchement ;

2° que les racines constituent, dans les cas étudiés, les organes fournissant la contribution la plus importante aux pertes totales (60-70 p. 100). Ce sont elles qui accusent aussi le déficit hydrique le plus important. Par ailleurs, au cours de ce dessèchement, on observe une forte diminution de leur diamètre.

En conclusion, l'auteur examine quelques-unes des conséquences de ces résultats sur le fonctionnement hydrique de la plante ainsi que le problème de la transposition de ces données aux conditions naturelles.

I. — INTRODUCTION

L'étude des échanges hydriques du végétal avec son milieu est un des chapitres importants de la physiologie et de l'écologie végétales. D'un point de vue physique, les conditions d'alimentation en eau d'une plante se divisent en deux classes :

— les conditions de flux conservatif lorsque l'absorption et la transpiration sont égales sur l'intervalle de temps considéré ;

— les conditions de flux non conservatif auxquelles correspondent les périodes de réhumectation et de dessèchement. La plante subit alors des variations de teneur en eau positives dans le cas de la réhydratation, négatives en cas de dessèchement. L'évidence visuelle de tels changements au cours de la journée est offerte par les feuilles qui accusent souvent au milieu de la journée un déficit hydrique qui est comblé en général lors de la période nocturne (1). Pour les autres organes, les données précises concernant les variations de teneur en eau sont extrêmement rares (WILSON, BOGGERS et KRAMER, 1953) bien que signalées depuis fort longtemps (ex : BARTHOLOMEV, 1926 in MAXIMOV, 1929, sur l'échange fruits-feuilles) et régulièrement mentionnées dans les ouvrages généraux (MAXIMOV, 1929, p. 239 ; KRAMER, 1949, p. 278 ; CRAFTS, CURRIER et STOCKING, 1949, p. 172 ; MEYER, in « Handbuch der Pflanzenphysiologie », Band III, p. 599 ; SLATYER, 1967, p. 282 ; KRAMER, 1969, p. 365). Certes, nombre de mesures ont été faites (variations de potentiel et de diamètre par exemple), mais elles ne donnent pas les quantités d'eau perdues ou gagnées par les organes d'un même végétal lors d'un desséchement ou d'une réhumectation.

On peut trouver deux raisons à cet état de chose : d'une part la difficulté expérimentale de pouvoir relier ces variations de potentiels ou de dimensions aux variations de teneur en eau, d'autre part l'idée qui a sans doute orienté les recherches et qu'on peut se faire *a priori* : étant donné leur place, les feuilles doivent être de loin les organes les plus affectés par les variations hydriques. Notre propos a donc été de vérifier s'il en était bien ainsi. Nous allons voir que cette conception est inexacte : en effet les autres organes, les racines en particulier, jouent un rôle prédominant.

II. — DÉFINITIONS

On exprimera les quantités d'eau perdues par chaque organe lorsqu'une plante se flétrit, ou regagnées au cours d'une réhumectation, à l'aide des trois grandeurs suivantes :

1. Le déficit hydrique de l'organe :

$$d = \frac{W_T - W}{W_T} = \frac{\Delta W}{W_T} \qquad (1)$$

avec W_T : poids de l'eau présente dans l'organe à la pleine turgescence ;
W : poids de l'eau dans l'organe affecté du déficit d.

2. Le rapport W_T/W_T^{RTF} (2) du poids d'eau présent dans l'organe considéré à la pleine turgescence sur le poids d'eau de la plante entière prise dans le même état.

3. Le coefficient de partage de l'organe :

$$X = \frac{\Delta W}{\Sigma \Delta W} \qquad (2)$$

(1) Les travaux sont extrêmement nombreux sur ce chapitre. On en trouvera une bibliographie dans CRUIZIAT (1972).

(2) En exposant, on a R, T, F : racine, tige, feuille ; RTF représente la plante entière ; en indice, T représente la pleine turgescence.

Ce coefficient est donc égal à la quantité d'eau perdue par l'organe (ΔW) rapportée à la quantité d'eau totale perdue par la plante pendant le desséchement ($\Sigma\Delta W$).

Nous soulignerons comme l'indique la formule (1) que la saturation (ou pleine turgescence) ayant toujours été choisie comme état initial, les variations de teneur en eau et les formules sont données à partir de cet état.

Le remplacement de ΔW dans (2) par sa valeur dans (1) donne une autre expression du coefficient de partage

$$X = \frac{W_T\, d}{\Sigma\Delta W}$$

Coefficient de partage et déficit sont pour chaque organe deux termes complémentaires. En effet,

— le premier, X, donne la contribution de l'organe par rapport à l'eau perdue par toute la plante;

— le second d indique de quelle façon l'organe a « payé » cette contribution en prélevant sur ses réserves.

Quant au rapport W_T/W_T^{RTF}, il permettra d'apprécier si la proportionnalité entre le coefficient de partage X et son déficit d est la même pour les trois organes considérés.

III. — MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les expériences ont été faites sur le Tournesol (*Hélianthus annuus*, variété 6501-*INRA*) et sur le Haricot (*Phaseolus vulgaris*, variété Haricot fin de Bagnols, nain, Truffaut). Les plantes ont poussé en chambre climatisée, les conditions étant les suivantes : température 20°C ; humidité variant entre 50 et 80 p. 100 ; au niveau des feuilles un éclairement énergétique moyen de 125 watts m^{-2} ou un éclairement lumineux de 17 000 lux ; durée d'éclairement : 16 h sur 24 h. La culture était faite dans de petits pots remplis de gravier calibré et sans arêtes. On peut ainsi extraire assez facilement les plantes avec leurs racines sans que ces dernières en souffrent trop (1). L'alimentation hydrique est réalisée par des apports journaliers de solution nutritive. Les plants sont conduits jusqu'à l'âge d'un mois. Une semaine avait d'atteindre cet âge, on coupe le sommet de la tige et les feuilles inférieures de façon à ne garder qu'une paire de feuilles, la troisième à partir de la base. Cette méthode qui perturbe beaucoup la croissance du jeune plant a été utilisée afin de simplifier l'expérimentation. Pour les haricots, la même procédure a été utilisée pour ne conserver ici que les feuilles cotylédonaires.

Les caractéristiques des plants utilisés étaient celles du tableau 1.

La méthode utilisée pour mesurer la quantité d'eau perdue par chaque organe au cours du flétrissement de la plante a été la suivante (fig. 1).

La plante une fois prélevée de son pot de culture, avec les racines est d'abord portée à la saturation en chambre de saturation. Soit alors P_T^F, P_T^T, P_T^R le poids respectif des feuilles, de la tige et des racines en fin de saturation. Après avoir été pesée, elle est desséchée jusqu'à un état de flétrissement donné, réversible. Afin que les pertes en eau que pourraient subir les racines ne soient pas dues à un échange direct avec l'extérieur, celles-ci sont enveloppées dans un sac imperméable. On partage alors la plante en feuilles, tige et racines ; chacun de ces organes est pesé. Soit P_1^F, P_1^T, P_1^R le poids frais respectif des feuilles, de la tige et des racines en fin de dessèchement. Chacun de ces organes est alors immédiatement porté de nouveau à la saturation. Soit alors P_2^F, P_2^T, P_2^R les nouveaux poids en fin de saturation. Si le retour à l'état initial a effectivement lieu, la différence P_2-P_1 donne, pour chaque organe, la quantité d'eau perdue lors du dessèchement. Puisque les racines ne reçoivent plus aucune alimentation, toutes les pertes en eau sont dues à la transpiration. Autrement dit

$$\Sigma\Delta W = \Sigma tr$$

Σtr étant la perte en poids due à la transpiration subie par toute la plante pendant le dessèchement.

(1) La perte au moment de la sortie et du lavage est cependant de l'ordre de 20 p. 100 du poids sec.

TABLEAU I

Caractéristiques des plants utilisés

Caractéristiques	Tournesol	Haricot
Age	30-35 jours	30-35 jours
Poids frais total	40-60 g	15-20 g
Poids frais par organe en p. 100 du poids frais total		
Feuilles	20-30	35-45
Tiges	30-35	6-10
Racines	40-50	50-55
Humidité pondérale moyenne (poids d'eau sur poids sec)		
Feuilles	7-8	8-9
Tiges	9,5-11	3,5-5
Racines	10-13	13-16
Surface cumulée dans 2 feuilles (une face)	250-330 cm²	90-150 cm²
Rapport partie aérienne sur partie souterraine (Poids frais)	0,9-1,2	0,8-1,0

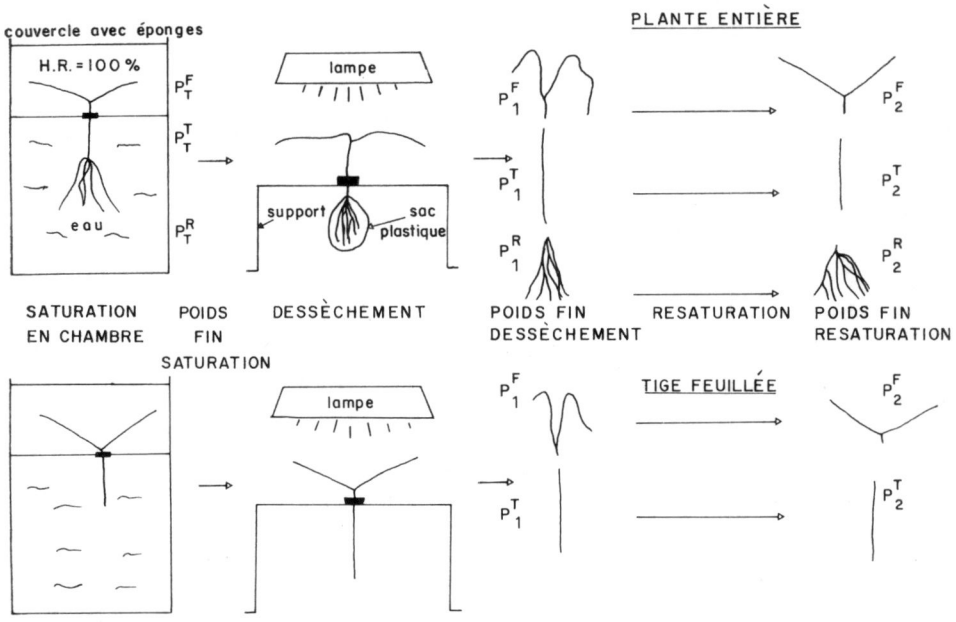


FIG. 1. — *Détermination des coefficients de partage*

La détermination des coefficients de partage repose sur l'hypothèse qu'un organe (feuille, tige, racine) porté à la pleine turgescence (1) — et donc caractérisé par son poids sec Ps et son poids d'eau W_T — peut y revenir après avoir subi certains traitements (dessèchement réversible, séparation d'avec d'autres organes). Deux conditions doivent être remplies pour que cette hypothèse soit vérifiée :

1° que le poids sec Ps de l'organe n'ait pas varié entre la saturation et la resaturation ;

2° qu'il recouvre bien la quantité d'eau W_T qu'il avait au départ (2).

Un certain nombre d'expériences ont été faites pour vérifier si ces deux conditions étaient remplies. Cela suppose la comparaison de deux échantillons. L'un servant de témoin, sur lequel on détermine Ps et W_T en fin de saturation, et l'autre sur lequel ces mêmes déterminations sont faites en fin de resaturation. Le retour à l'état initial (Ps et W_T) a lieu effectivement pour les feuilles et les tiges, mais non pour les racines qui ne reprennent jamais le degré d'hydratation qu'elles avaient à la pleine turgescence, la réhydratation étant d'autant moins bonne que le déficit a été plus prononcé (fig. 2).

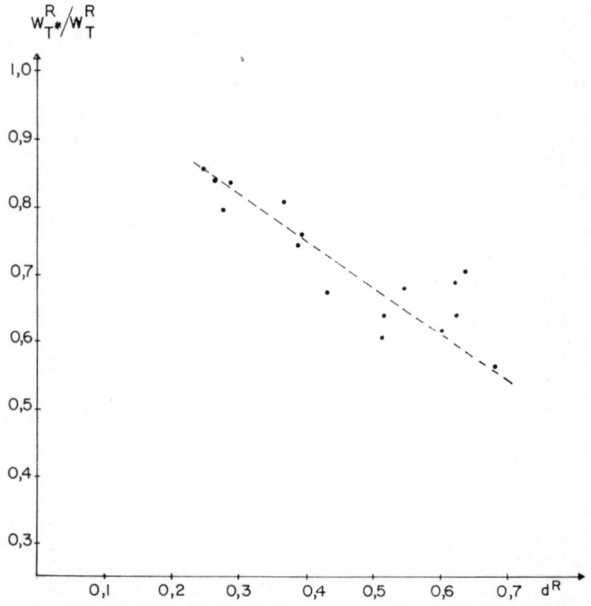


FIG. 2. — *Rapport du poids final en eau des racines réhumectées* (W^R_{T*}) *au poids d'eau à pleine turgescence des racines* (W^R_T), *en fonction du déficit qu'elles ont subi au cours du dessèchement*

Cet inconvénient peut être pallié du fait que tige et feuilles reprennent leur état initial. On calcule alors le poids d'eau perdu par les racines de la façon suivante :

$$\Delta W^R = \Delta W^{RTF} - (\Delta W^T + \Delta W^F)$$

ΔW^R : poids d'eau perdue par les racines pendant le dessèchement ;
ΔW^{RTF} : poids d'eau perdue par la plante entière pendant le dessèchement ;
ΔW^T : poids d'eau perdue par la tige et regagnée par la saturation ;
ΔW^F : poids d'eau perdue par la feuille et regagnée par la saturation.

(1) Il n'est pas nécessaire, d'un point de vue théorique, de choisir cet état comme état de référence mais en pratique, on est contraint de le retenir puisque c'est le seul qui soit à peu près repérable.

(2) L'humidité pondérale $H = P_{H_2O/Ps}$ peut être conservée, ou même le poids total P_o, sans pour autant que l'état initial soit réatteint.

En fait, pour réduire les erreurs qui interviennent obligatoirement dans la détermination des coefficients de partage, plusieurs conditions doivent être réalisées, en particulier :

1° Travailler avec des lots aux effectifs d'au moins 10 ou 20 plantes et les plus homogènes possible (faible dispersion des poids respectifs en eau de chacun des organes).

2° Connaître par des expériences préliminaires le temps de resaturation moyen des organes. En particulier les feuilles et les tiges peuvent demander plus de 24 heures avant d'atteindre un poids à peu près constant. Quant aux racines, on ne peut pas les laisser dans l'eau plus de 15-20 h car elles s'altèrent rapidement. D'ailleurs, il leur suffit de quelques heures pour atteindre leur poids maximal à 99 p. 100.

3° Garder un lot témoin de même effectif que les lots traités de façon à pouvoir tester statistiquement le retour à l'état initial (par comparaison entre les poids secs et les poids d'eau W_T).

4° Effectuer les pesées le plus rapidement possible.

On se rend compte que la réalisation effective de ces conditions est malaisée et finalement très lourde. Les résultats qui sont rapportés ici ne satisfont pas pleinement à ces exigences et bien qu'il ne soit pas possible de calculer l'erreur exacte qui en résulte sur les coefficients de partage, on peut l'estimer à :

— moins de 10 p. 100 sur les coefficients de partage des tiges ;
— environ 25 p. 100 sur les coefficients de partage des feuilles et des racines.

Les sources d'erreur les plus importantes proviennent :

1) de l'erreur relative sur le déficit ou plus précisément sur la perte en eau ΔW qui est de l'ordre de 10-15 p. 100 ;
2) de l'erreur relative sur la transpiration de l'ordre de 10 p. 100.

IV. — RÉSULTATS

Trois possibilités peuvent être envisagées :

a) Détermination des coefficients de partage des organes de la partie aérienne seulement. En ce cas, on utilise la tige feuillée seule (fig. 1).

Le tableau 2 donne un exemple des résultats obtenus sur 5 Tournesols pour un dessèchement important $d^{FT} = 0{,}32$ (1).

TABLEAU 2

Coefficients de partage. Tiges et feuilles de tournesols (5 plants)

Déficit moyen $d^{FT} = 32$ %

Organe	Caractère		
	W_T/W_T^{RTF}	d (%)	X
Feuilles :			
Moyenne	0,56	39	0,70
Extrêmes	0,51 0,61	37 42	0,60 0,79
Tige :			
Moyenne	0,44	22	0,30
Extrêmes	0,49 0,39	20 25	0,38 0,21

(1) $d^{FT} = \dfrac{\text{Poids d'eau de la partie aérienne saturée} - \text{Poids d'eau en fin de dessèchement}}{\text{Poids d'eau de la partie aérienne saturée}} = \dfrac{W_T^{FT} - W^{FT}}{W_T^{FT}}$.

Deux conclusions peuvent être tirées de ce tableau :

— Dans les conditions expérimentales, les feuilles ont fourni entre 60 et 80 p. 100 de la quantité totale d'eau perdue par transpiration durant le desséchement.

— L'expression globale du déficit au niveau de la partie aérienne (d^{FT})correspond à une situation très différente pour les feuilles et pour la tige : les premières accusent un déficit beaucoup plus important que la tige.

b) Détermination des coefficients de partage pour l'ensemble de la partie aérienne d'une part, de la partie souterraine de l'autre. Dans ce cas, on ne sépare pas les feuilles de la tige.

Le tableau 3 donne les résultats obtenus sur 4 Tournesols pour un déficit moyen $d^{TFR} = 0{,}18$ (1).

TABLEAU 3

Coefficients de partage. Parties aérienne et souterraine de Tournesols (4 plants)

Déficit moyen d^{TFR} = 18 p. 100

Organe	Caractère		
	W_T/W_T^{RTF}	d (%)	X
Partie aérienne :			
Moyenne	0,49	10	0,26
Extrêmes	0,45 0,54	9 11	0,22 0,32
Partie souterraine :			
Moyenne	0,51	28	0,74
Extrêmes	0,46 0,55	25 30	0,68 0,78

Sur ce tableau on peut remarquer l'importance du coefficient de partage des racines par rapport à celui de la partie aérienne, dans les conditions expérimentales. Les racines — qui à saturation contiennent environ la moitié de l'eau totale contenue dans la plante — ont cependant toujours fourni beaucoup plus de la moitié de la quantité d'eau totale perdue par transpiration durant le dessèchement. Ceci implique par conséquent un déficit de saturation très supérieur à celui de la partie aérienne.

c) Détermination des coefficients de partage de chaque organe. Les tableaux 4 et 5 présentent les résultats obtenus sur Tournesols et Haricots pour deux valeurs du déficit au niveau de l'ensemble de la plante.

On y retrouve les conclusions déjà énoncées précédemment :

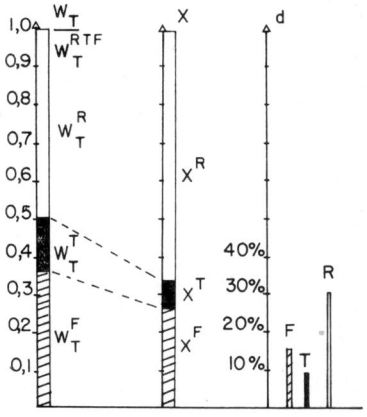
— tous les organes perdent de l'eau pendant le dessèchement, mais en valeur absolue et rapportée à leur poids d'eau à pleine turgescence, c'est au niveau des racines que la perte est maximale ;

— le dessèchement au niveau de chaque organe, exprimé en déficit de saturation est très différent d'un organe à l'autre.

(1) $$d^{TFR} = \frac{\text{Poids d'eau de toute la plante à saturation} - \text{Poids d'eau en fin de dessèchement}}{\text{Poids d'eau de toute la plante à saturation}} = \frac{W_T^{RTF} - W^{RTF}}{W_T^{RTF}}.$$

TABLEAU 4

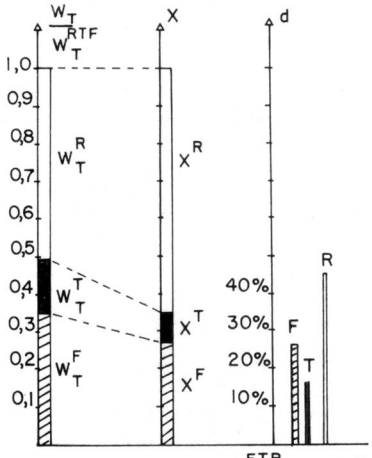
Valeur des coefficients de partage de chaque organe de Tournesols pour deux valeurs du déficit



d^{FTR} = 21,6% (6 pieds)

déficit moyen d^{FTR} = 21,6%			
	$\frac{W_T}{W_T^{RTF}}$	d	X
F	0,36 0,31 0,40	15,8% 10,2 20,2	0,27 0,14 0,38
T	0,16 0,12 0,26	10,0% 5,3 15,3	0,07 0,06 0,09
R	0,48 0,43 0,53	30,6% 22,8 43,5	0,66 0,56 0,80

TOURNESOLS

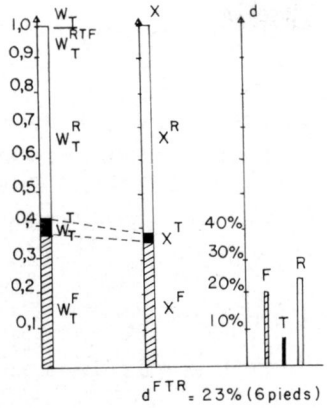


d^{FTR} = 34,3 % (4 pieds)

déficit moyen d^{FTR} = 34,3%			
	$\frac{W_T}{W_T^{RTF}}$	d	X
F	0,35 0,30 0,38	26,3% 23,0 28,6	0,27 0,21 0,31
T	0,14 0,11 0,24	16,6% 10,8 20,7	0,06 0,05 0,08
R	0,51 0,46 0,52	45,3% 41,2 51,1	0,66 0,64 0,71

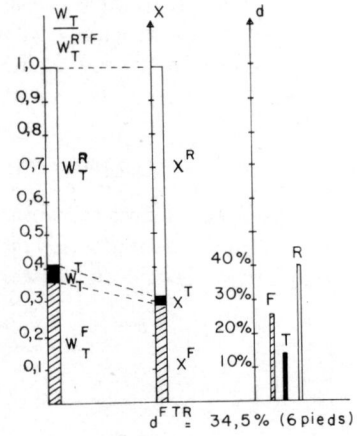
TABLEAU 5

Valeur des coefficients de partage de chaque organe de Haricots pour deux valeurs du déficit



déficit moyen d^{FTR} = 23,8%			
	$\frac{W_T}{W_T^{RTF}}$	d	X
F	0,38 0,37 0,39	21,8 % 17,0 31,0	0,36 0,31 0,39
T	0,05 0,04 0,05	9,6 % 5,0 19,0	0,02 0,01 0,04
R	0,57 0,56 0,58	25,5 % 25,0 26,0	0,62 0,60 0,67

HARICOTS



déficit moyen d^{FTR} = 34,5%			
	$\frac{W_T}{W_T^{RTF}}$	d	X
F	0,36 0,30 0,40	26,5% 21,0 30,0	0,29 0,19 0,35
T	0,05 0,04 0,06	14,3% 9,0 26,0	0,02 0,01 0,06
R	0,59 0,55 0,64	41,0% 37,0 45,0	0,69 0,59 0,79

V. — DISCUSSION ET CONCLUSION

Contrairement à l'idée que l'on pouvait se faire *a priori*, lors d'un dessèchement (1), les feuilles ne sont pas les organes qui perdent le plus d'eau. Les expériences ci-dessus n'apportent pas une explication du phénomène ; elles n'en sont qu'une description. Il n'a donc pas été possible d'aller bien loin dans l'interprétation des résultats en l'absence d'une approche théorique dont certains fondements ont été esquissés par ailleurs (CRUIZIAT, 1972). On peut cependant, même en dehors de ce cadre, tirer un certain nombre de conclusions et poser quelques questions que nous allons sommairement passer en revue.

(1) Tout au moins tel qu'il a été provoqué dans nos conditions expérimentales.

A. — *Résultats globaux*

A quelques différences près, les résultats sont semblables chez les Tournesols et les Haricots. Toutefois, on peut remarquer :

— que le coefficient de partage des feuilles de Haricots est assez supérieur à celui des feuilles de Tournesols pour des déficits globaux du même ordre, les plus faibles (21,6 p. 100 et 23,8 p. 100).

— que les coefficients de partage trouvés chez le Tournesol sont pratiquement les mêmes pour les deux déficits expérimentés. Il n'en est pas de même pour le Haricot.

Ces deux résultats soulèvent la question suivante : quelle est, à chaque instant, l'interaction des organes entre eux ainsi que les caractéristiques hydriques de chacun lors de la mise en jeu de leurs réserves.

B. — *Importance du réservoir racine*

Le fait le plus remarquable de ces expériences — et qui n'avait pas été précisé jusque-là — est la mise en évidence de l'importance du « réservoir » des racines. Certes, le fait que la partie souterraine soit relativement importante dans le cas de nos expériences (plantes jeunes) surestime le rôle de ces réserves par rapport à une plante adulte dont la partie érigée est souvent plus développée que les racines. Le phénomène n'en existe pas moins : les racines sont susceptibles de fournir une contribution très importante aux pertes en eau subies par une plante durant le dessèchement ; de plus, leur déficit est supérieur à celui des autres organes.

C. — *Quelques conséquences du déficit des racines*

Ce déficit des racines s'accompagne d'une diminution très sensible de leur diamètre, diminution dont la figure 3 donne une indication. De plus, des tractions mécaniques ont affecté le système radiculaire des plantes soumis au dessèchement. Ces

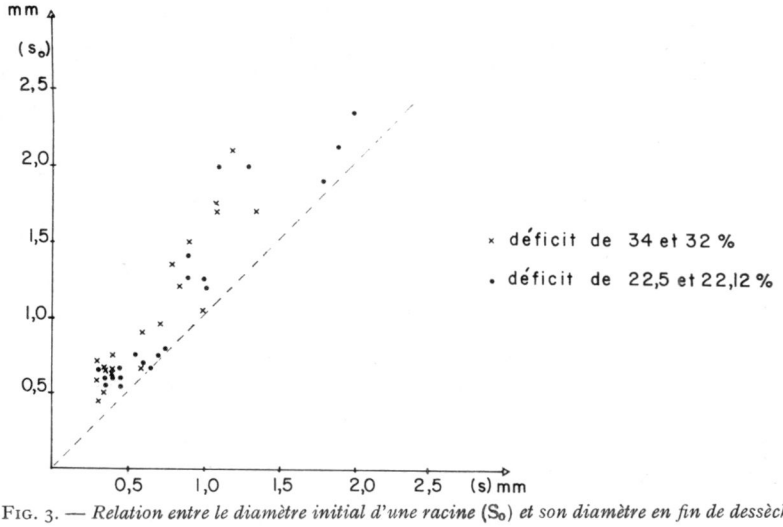


FIG. 3. — *Relation entre le diamètre initial d'une racine* (S_0) *et son diamètre en fin de dessèchement* (S)

tractions se sont traduites par un tassement de l'appareil sur lui-même par la rupture ou l'amincissement localisé de nombreuses racines ou radicelles. Un brunissement est aussi apparu sur certaines, en général parmi les plus fines.

Ces modifications externes laissent penser que des changements profonds ont aussi affecté l'intérieur des racines et en particulier leur perméabilité à l'eau. Bien que les effets de la déshydratation sur cette perméabilité ne soient pas encore clairement établis (STOCKER, 1960 ; SLATYER, 1967), il est extrêmement probable que, globalement il en résulte une augmentation de la résistance à la pénétration de l'eau dans les racines, surtout s'il y a en même temps destruction des poils absorbants. Les expériences de KRAMER (1950) en apportent sinon une preuve, du moins un indice.

En outre, la réduction constatée du diamètre des racines peut avoir pour effet de décoller celles-ci du sol et d'accroître également la résistance « sol — racine » au passage de l'eau. Les deux phénomènes vont donc dans le même sens et conduisent à la remarque suivante : si l'on compare le flux moyen nécessaire à la réhydratation d'une plante flétrie — laquelle peut durer dix à vingt heures — au flux moyen de transpiration de cette même plante turgescente lors d'une journée de forte ou de moyenne évapotranspiration potentielle, on s'aperçoit que ce dernier peut facilement être plusieurs fois supérieur au premier. Cette constatation peut être mise en relation avec les faits suivants connus depuis fort longtemps (CALDWELL, 1913 et MAXIMOV, 1917 in MAXIMOV, 1929) et souvent revérifiés depuis (KRAMER, 1950 ; MILTHORPE et SPENCER, 1957 ; HEATH et MANSFIELD, 1962 ; STÅLFELT, 1963 ; FISCHER *et al.*, 1970) : on constate en général après une période de dessèchement un peu prononcée suivie de pluie ou d'irrigation :

— d'une part, une reprise de turgescence relativement rapide, de l'ordre de la journée ;

— d'autre part, un rétablissement beaucoup plus lent de la photosynthèse et de la transpiration dû à une fermeture stomatique se maintenant longtemps après la reprise de turgescence de la plante.

La reprise de turgescence correspondrait aux possibilités réduites d'absorption du système radiculaire immédiatement après le desséchement ; par contre la reprise du taux de transpiration tel qu'il était avant le desséchement nécessite à la fois la réouverture des stomates et un système radiculaire en bon état ; cette dernière condition pouvant nécessiter plusieurs jours pendant lesquels la plante ne peut supporter une transpiration importante sans se déshydrater à nouveau, implique que les stomates ne s'ouvrent que progressivement.

Pour expliquer ce décalage entre la reprise de turgescence d'une part, la reprise de transpiration et de la photosynthèse d'autre part, il est nécessaire de savoir si les stomates demeurent fermés pour une raison uniquement hydrique (cellules de garde non réhumectées bien que l'ensemble des autres cellules foliaires le soient), ou si une autre cause intervient, liée à l'état du système radiculaire.

D. — *Remarques sur le fonctionnement hydrique du végétal*

Du point de vue du fonctionnement hydrique du végétal, le débit moyen en eau d'un organe sur un intervalle $(t_2 - t_1)$ correspondant à une petite variation du déficit s'écrit :

$$\bar{q}_{1-2}\,(t_2 - t_1) = \int_{t_1}^{t_2} q(t)dt = \Delta W_{1-2}$$

$\bar{q}_{1-2}$: débit moyen de l'organe entre le temps t_1 et le temps t_2 ;
$t_2 - t_1$: intervalle de temps correspondant à la variation de déficit considéré ;
ΔW_{1-2} : perte d'eau subie par l'organe sur l'intervalle $(t_2 - t_1)$.

On a alors la relation :

$$\bar{q} = X \frac{\sum_{t_1}^{t_2} t_r}{(t_2 - t_1)}$$

Ainsi, les quantités d'eau tirées de chaque organe durant un intervalle de dessèchement sont directement proportionnelles aux coefficients de partage de l'organe considéré. On peut donc écrire :

$$Q^R > Q^F > Q^T$$

si on considère tout le desséchement dans son ensemble.

Dans le cas du Tournesol par exemple, il y a environ en moyenne deux fois et demi plus d'eau en provenance des racines que des feuilles.

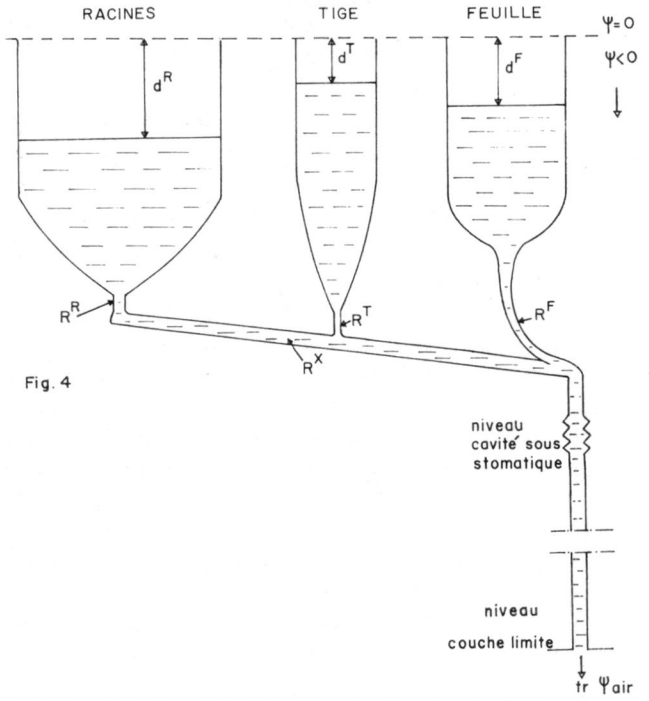


FIG. 4. — *Illustration schématique de la disposition des réservoirs des différents organes d'une plante*

On a mis en évidence :

— le déficit de chaque organe d^R (racine), d^T (tige), d^F (feuille) ;
— la résistance qui le sépare des vaiseaux du xylème : R^R, R^T, R^F ;
— la résistance R^x des vaisseaux du xylème ;
— la forme propre à chaque réservoir illustre le fait que chacun est caractérisé par un rapport potentiel/teneur en eau particulier ;
— tr : transpiration.

Sous l'effet de la transpiration, l'eau répartie dans les différentes parties de la plante se déplace instantanément dans son ensemble. Elle provient cependant d'organes qui, bien qu'indépendants, ont chacun des propriétés différentes (fig. 4). En particulier, si nous appelons « disponibilité en eau » (1) d'un organe le débit moyen $\bar{q}$, cette disponibilité ne dépend pas de la place de l'organe par rapport à la sortie de l'eau, ni obligatoirement de la teneur en eau de l'organe (les tiges de Tournesols sont en effet plus riches en eau que les feuilles).

E. — *Le problème de transposition aux conditions naturelles*

Ces résultats ont été obtenus au laboratoire et sur des plantes jeunes. Sont-ils extrapolables aux conditions naturelles? Deux facteurs interviennent dans cette transposition : le matériel végétal et les conditions climatiques.

En ce qui concerne le premier de ces facteurs, il est évident que l'importance relative de chaque organe, ses caractéristiques hydriques propres, interviennent. Par conséquent, nos résultats reflètent bien davantage les conditions de jeunes plants ou de semis que de plantes adultes.

Pour ce qui est du second, nos conditions expérimentales correspondent à des transpirations moyennes, mais à une absorption nulle. Au champ, les flux énergétiques et par conséquent la transpiration peuvent être bien supérieurs, mais l'absorption n'est pas nulle (sauf à la limite) bien qu'elle puisse faiblir assez rapidement par suite d'un desséchement rapide du sol autour des racines. C'est ce qui peut d'ailleurs se produire en cas de fortes transpirations où le décalage de l'absorption devient maximal. Ainsi, on conçoit que de telles conditions puissent produire des effets comparables aux nôtres obtenus avec des transpirations moyennes et une absorption nulle.

Le travail de Huck, Klepper et Taylor (1970) concernant le comportement des racines en conditions naturelles apporte un élément très intéressant à cette discussion. Il s'agit d'une étude sur les variations du diamètre des racines d'une culture de coton observées sur quatre journées consécutives du mois d'août en Alabama (U.S.A.) lors d'un desséchement progressif du sol. Durant la dernière journée, deux ou trois heures après que le rayonnement net ait atteint sa valeur maximale (0,8 cal. $cm^2\ mn^{-1}$) le diamètre des racines mesurées a été réduit de 40 p. 100. Si l'on admet une répartition à peu près uniforme de la teneur en eau dans les racines, on retrouve des déficits comparables à ceux rapportés ici. De même, tout récemment (1973), Wendell, Johnson et Davis ont fourni des résultats d'enregistrement continu de diamètre de racines de Betterave sucrière qui vont dans le même sens : on remarque une contraction de diamètre d'autant plus importante que le « stress » hydrique est grand.

En conclusion, bien que certains indices le laissent penser, il n'est toutefois pas possible d'affirmer qu'on retrouverait toujours en conditions naturelles les résultats ci-dessus : un grand nombre de facteurs externes (conditions énergétiques et hydriques) et internes à la plante interviennent pour déterminer l'importance de la contribution

(1) Il s'agit d'une définition dynamique. Elle est cependant très peu accessible car les $\bar{q}$ ne peuvent être connus que très approximativement. C'est pourquoi on peut se servir d'une autre définition purement statique : d/H_{Max}, d étant le déficit final de l'organe, H_{Max} son humidité pondérale maximale (Boyer et Cruiziat, 1972).

de chaque organe au dessèchement. C'est cependant leur étude qui peut aider à mieux comprendre l'existence de « comportements » hydriques fort différents d'une espèce à l'autre et même d'un stade à un autre chez le même végétal.

Reçu pour publication en décembre 1973.

SUMMARY

DETERMINATION OF THE AMOUNTS OF WATER LOST BY THE DIFFERENT ORGANS OF A PLANT SUBJECTED TO A WATER DEFICIT

The object of this study is to present a laboratory method to determine the amounts of water lost by the different organs of a plant subjected to a certain water deficit : the sample is taken rooted in its pot and brought to full turgidity. It is then made to transpire artificially, the whole water lost by the plant being taken from the plant itself ; actually, there is no water uptake through the roots as these were enclosed in a plastic bag.

Owing to this method, applied to young plants aged one month Sunflower and (Bean), it could be shown that :

1. When a plant loses water, the water deficit affects not only the leaves, but also the other organs.

2. In the studied cases, the roots are the organs which make the highest contribution to the total water loss (60-70 p. 100). They also present the heaviest water deficit. Besides, during water loss, an important decrease in root diameter was observed.

To conclude, the author examines some of the consequences of these results on the water behaviour of the plant and also the problem of the transposition of these data into natural conditions.

ZUSAMMENFASSUNG

BESTIMMUNG DES VON DEN VERSCHIEDENEN ORGANEN DER EINER AUSTROCKUNG AUSGESETZTEN PFLANZE ERLITTENEN WASSER-VERLUSTS

In diesem Artikel wird eine Laboratoriumsmethode zur Bestimmung der von den verschiedenen Organen einer Pflanze, die einer gewissen Austrocknung unterworfen ist, erlittenen Wasserverlusts vorgeschlagen : die Probepflanze wird mit ihren Wurzeln und dem Pflazentopf entnommen und auf volle Turgeszenz gebracht. Sie wird einer künstlichen Austrocknung unterworfen, bei der das von der Pflanze verlorene Wasser von dieser selbst stammt : die Wurzeln werden in einen Plastiksack eingeschlossen und erhalten so überhaupt keine Wasserzufuhr.

Diese Methode, angewandt auf einmonatige Sonnenblumen-und Bohnenpflänzchen hat folgendes ergeben :

1. Bei der Austrocknung der Pflanze trocknen nich nur die Blätter sondern auch die anderen Organe aus.

2. Die Wurzeln stellen in den untersuchten Fälle die Organe dar, die am meisten zum Verlust (60-70 p. 100) beitragen. Sie weisen den grössten Wasserdefizit auf ; übrigens beobachtet man im Laufe der Austrocknung eine starke Verringerung ihres Durchmessers.

Abschliessend untersucht der Autor einige Folgen dieser Ergebnisse für den Wasserhaushalt der Pflanze, sowie die Anwendung dieser Daten auf die natürlichen Bedingungen.

РЕЗЮМЕ

П. КРЮИЗЬЯ

Определение потерь влаги в различных органах высушиваемого растения

Автор предлагает лабораторный метод определения количеств влаги, потерянных различными органами доведенного до состояния полной набухлости, выкопанного с корнями из вегетационной вазы и искуственно высушенного затем, до некоторой степени, растения. При этом вся влага им потерянная является влагой самого только растения, ибо его корни помещаются в мешочки из пластмассы и не получают больше воды. Применение этого метода на молодых одномесячных растениях подсолнечника и фасоли позволило доказать :

1. Что при высушивании растения, высыхают не только листья, но и все другие его органы.

2. Что в изученных случаях корни принимают наибольшее участие (60 - 70 %) в общих потерях влаги растением. Наибольший водный дефицит наблюдается при этом также в корнях, диаметр которых сильно уменьшается при высушивании.

В заключение, автор рассматривает некоторые последствия этих результатов для водной деятельности растения, и проблему применения полученных данных в природных условиях.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BOYER Y., CRUIZIAT P., 1972. Contribution à l'étude du comportement hydrique des mésophytes et des xénophytes soumis à des fluctuations importantes de leur contenu en eau : réservoirs internes et disponibilité en eau. *Proc. Symp.* « *Ecophysiology* » Dubrovnik (Yougoslavie) Intercol, 10 p. UNESCO.

CALDWELL J. S., 1913. The relation of environmental conditions to the phenomenon of permanent wilting in plants. *Physiol. Res.* **1**, 1-56.

CRAFTS A. S., CURRIER H. B., STOCKING C. R., 1949. *Water in the physiology of plants.* Waltham, Mass, U. S. A., 1 vol., 240 p.

CRUIZIAT P., 1972. *Contribution à l'étude des réserves en eau de la Plante.* Thèse de 3e Cycle Paris, 82 p.

FISCHER R. A., 1970. After effect of water stress on stomatal opening. II. Possible causes. J. *Exp. Bot.* **21**, 386.

FISCHER R. A., HSIRO T. C., HAGAN R. M., 1970. After effect of water stress on stomatal opening. I. Technics and magnitudes. *J. Exp. Bot.* **21**, 371.

HEATH O. V. S., MANSFIELD T. A., 1962. A recording porometer with detachable cups operating on four separate leaves. *Proc. Ray. Soc.*, Sér. B, 1, 156.

HUCK M. G., KLEPPER B., TAYLOR M. M., 1970. Diurnal variations in root diameter. *Plant physiol.*, **45**, 529-530.

JOHNSON W. C., DAVIS R. G., 1973. Sugar beet response to irrigation as measured with growth sensors. *Agro. J.*, **65**, 779-794.

KRAMER P. J., 1949. *Plant and soil water relationships.* Mac Graw-Hill Book company, New York, 1 vol 347 p.

KRAMER P. J., 1950. Effects of wilting on the subsequent intake of water by plants. *Amer. J. Bot.* **37**, 280-284.

KRAMER P. J., 1969. *Plant and soil water relationships.* Mac Craw-Mill Book company, 1 vol., 482 p.

MAXIMOV N. A., 1929. *The plant in relation to water.* Allen and unwin London, 1 vol., 451 p. Traduction anglaise de R. M. YAPP.

MEYER B. S., 1956. The hydrodynamic system in *Handbuch der pflanzen physiologie.* Springer Verlag, Band III, 596-614.

MILTHORPE F. L., SPENCER E. J., 1957. Experimental studies of the factors controlling transpiration. III. The interrelationships between transpiration rate, stomatal movement, and leaf water content. *J. Exp. Bot.* **8**, 414.

STÅLFELT M. G., 1963. Diurnal dark reactions in the stomatal movements. *Physiol. plant* **16**, 756.

SLATYER R. O., 1967. *Plant water relationships*. Academic Press. Inc. New York, 1 vol., 366 p.

STOCKER O., 1960. Physiological and morphological changes in plants due to water deficiency. *Arid zone Res.* nº 15 UNESCO, 63-104.

WILSON C., BOGGERS W. R., KRAMER P. J., 1953. Diurnal fluctuations in the moisture contents of some herbaceous plants. *Amer. J. Bot.* **40**, 3, 97-100.

Ann. agron., 1974, **25** (4), 555-573.

QUELQUES CONSÉQUENCES AGRONOMIQUES DU RETOURNEMENT DES PRAIRIES PERMANENTES (1)

J. BOIFFIN et A. FLEURY,
avec la collaboration technique de C. COAJOU*, Huguette CRESSIER* et B. FABRE*

Chaire d'Agriculture,
Institut national agronomique, Paris-Grignon,
16, Rue Claude-Bernard,
75231 Paris Cedex 05

* *École Supérieure Agronomique,*
B. P. 102, 49000 Angers

RÉSUMÉ

Par voie d'enquête, on a cherché, à l'échelle d'une petite région, à observer l'évolution de la teneur en matière organique et de la stabilité structurale du sol après mise en culture des prairies permanentes. 65 parcelles ayant été ou étant encore en prairie ont été étudiées.

On vérifie que la teneur en matière organique et la stabilité structurale décroissent lorsqu'augmente l'âge de retournement. De plus, on observe que, lors des premières années qui suivent la mise en culture, la loi de décroissance des teneurs n'est pas conforme au modèle exponentiel classique, et que l'efficacité stabilisatrice de la matière organique décroît quand s'éloigne la date de mise en culture. Ces faits suggèrent l'accumulation sous prairie permanente de produits transsitoires à forte efficacité physique, mais de vie brève en régime cultivé.

Dans le cadre de ces tendances générales, chaque exploitation, par son système de culture et la nature de ses terrains, impose une évolution particulière. Les possibilités d'établissement d'un bilan humique des parcelles sont examinées.

L'intérêt agronomique des résultats est discuté dans la perspective d'une prévision de l'évolution des comportements du sol.

I. — INTRODUCTION

Dans les régions d'élevage, en particulier dans l'Ouest de la France, les systèmes d'exploitation connaissent depuis quelques années une évolution profonde.

C'est ainsi qu'aux prairies permanentes ou de longue durée se substituent partiellement des cultures annuelles (maïs, cultures dérobées) et des prairies de faible durée (ray-grass d'Italie). Ces productions nouvelles sont souvent ensilées, ce qui, notamment dans le cas du maïs, contribue à réduire les restitutions organiques

(1) Travail réalisé dans le cadre d'un mémoire de 4e année de l'E. S. A., sous la direction de A. FLEURY.

au sol par les résidus de récolte. Par ailleurs, le développement de la stabulation sur caillebotis aux dépens de la stabulation sur paille, diminue la production de fumier. Les termes du bilan humique des terres sont alors modifiés : les apports sont quantitativement réduits ; d'autre part, l'enfouissement de débris végétaux verts à fermentation rapide et le travail du sol, plus fréquents, peuvent accélérer la minéralisation de l'humus. Aussi, peut-on s'attendre à certaines modifications des propriétés des terres, variables selon leur texture.

Dans la région étudiée, le Sud-Ouest du département de la Mayenne, les formations géologiques dominantes sont les dépôts de loess, et d'alluvions dans les vallées, sur un substrat généralement schisteux. Le climat atlantique a favorisé le lessivage en argile de ces terres, si bien que les sols lessivés, ou bruns lessivés, sont en large majorité. La texture dominante est limono-argileuse : l'effet de la matière organique du sol doit donc surtout se manifester sur ses propriétés physiques. C'est sur celles-ci et notamment sur la stabilité structurale, que peut se répercuter le plus gravement la modification des termes du bilan. Ceci est d'autant plus important que les nouveaux systèmes de production fourragère impliquent, pour leur réussite, une bonne stabilité structurale du sol : par exemple, le pourcentage de levée du maïs est une condition importante d'un rendement satisfaisant.

Le but de cette étude a été d'observer l'évolution du niveau humique après la mise en culture des prairies permanentes, puis d'en rechercher les conséquences sur la stabilité structurale du sol.

II. — MÉTHODES D'ÉTUDE

L'enquête a porté sur des parcelles ayant été en prairie permanente, retournée depuis plus ou moins longtemps.

Choix des exploitations

La mise en culture de prairies anciennes s'est surtout développée après 1965, dans la région ; aussi le souci d'obtenir des références plus anciennes, a-t-il abouti à limiter à une quinzaine le nombre d'exploitations étudiées. Sur celles-ci, 65 parcelles ont été retenues, en cherchant à élargir le plus possible la gamme des dates de retournements (en gros, sur une vingtaine d'années), tout en maintenant le plus constant possible le type textural.

Analyses réalisées

Les prélèvements de terre ont été réalisés à la fin de l'hiver, en février et mars 1972, dans la couche labourée pour les parcelles en culture, et sur une épaisseur de 22 cm pour les parcelles en prairie permanente (cette épaisseur correspond à la valeur la plus fréquente des profondeurs de labour). L'échantillonnage a été fait selon les règles habituelles, après qu'ait été vérifiée avec l'agriculteur l'homogénéité de la zone prélevée, tant pour la terre que pour l'histoire culturale.

La teneur en carbone total a été déterminée par la méthode ANNE (1945).

La mesure des composantes de l'indice d'instabilité structurale a été effectuée d'après la méthode conçue par HÉNIN *et al.* (1955), avec la modification suivante, destinée à accroître la sensibilité de la mesure des taux d'agrégats : après forçage de la terre sèche au tamis de 2 mm, c'est sur le refus au tamis de 0,2 mm qu'a été prélevée la prise d'essai. Nous avons admis, pour ce faire, que la distribution des tailles d'agrégats variait peu d'un échantillon à l'autre.

De ce fait, les valeurs absolues des résultats ne peuvent pas être comparées sans précaution aux données fournies par d'autres auteurs appliquant la méthode standard, mais on peut penser que les classements ainsi obtenus devraient être, à peu de choses près, les mêmes qu'avec celle-ci.

La granulométrie et le pH ont été déterminés (tabl. 1) sur un certain nombre d'échantillons pour contrôler :

— l'homogénéité globale de la population sur ces caractéristiques ;
— une relation éventuelle entre celles-ci et l'âge de retournement.

TABLEAU I

Valeurs moyennes

Caractéristiques	Prairies permanentes	Retournement de 71 à 63 inclus	Retournement antérieur à 63	Échantillon total	
				Moyenne	Écart-type
Argile (%)	18,2	22,3	17,7	19,2	4,2
Limon 2-20 μ (%)	35,9	32,6	37,9	35,7	5,6
Limon 20-50 μ (%)	22,7	19,8	20,7	21,1	3,7
Sable 50-200 μ (%)	10,5	8,5	5,9	8,3	3,0
Sables grossiers (%)	12,5	16,6	17,6	15,5	8,3
pH eau	6,2	6,0	6,5	6,2	0,55
Calcaire total	0	0	0	0	0

Nous avons pu vérifier que les granulométries étaient assez semblables et se distribuaient de façon aléatoire par rapport à la date de retournement.

Par contre, il est apparu une tendance à l'élévation du pH après le retournement, ce qui nous a conduits à mesurer le pH sur tous les échantillons et à en tenir compte dans l'interprétation des variations de teneur en matière organique et de stabilité structurale.

III. — RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

1. — *État du sol sous prairie permanente*

a) *Niveau humique.*

Le taux moyen de matière organique totale des sols sous prairies étudiés est de 3,80 p. 100. Cette valeur élevée traduit l'importance des apports par les racines, et peut être une faible minéralisation ou le blocage de l'humification à un stade intermédiaire en sol non cultivé (MONNIER, 1965). La dispersion des valeurs autour de la moyenne est très forte : les extrêmes sont de 2,35 p. 100 et 5,00 p. 100 ; 80 p. 100 des valeurs sont comprises entre 3,2 et 4,8 p. 100 sans qu'apparaisse une valeur modale.

Cette variabilité n'est pas surprenante ; les travaux de MONNIER ont bien montré que de nombreux facteurs peuvent perturber le mécanisme général de l'enrichissement organique du sol sous prairie permanente et donc conduire à une forte hétérogénéité des teneurs. Les prairies ici représentées sont surtout exploitées en pâture. On sait qu'à travers l'influence du rythme des passages, de l'humidité du sol lors de ceux-ci, et de la fertilisation, ce système d'exploitation peut conduire à des résultats très variés quant à la composition de la flore, à la localisation et à la densité de son enracinement, enfin à l'éventuelle formation d'un mat.

b) *Stabilité structurale.*

Le tableau 2 fait ressortir que la stabilité structurale moyenne est très élevée : l'enrichissement organique sous prairie permanente se répercute conjointement sur les principales composantes de l'indice de stabilité, A*ga* et A*gb* (respectivement taux d'agrégats stables après prétraitement à l'alcool et au benzène) (1).

TABLEAU 2

Principales caractéristiques de stabilité structurale sous prairie permanente

Indices	Valeur moyenne (18 résultats)	Gamme de variation
I*s*	0,27	0,18 à 0,56
A*gb*	46 %	20 à 62 %
A*ga*	61 %	31 à 75 %

Si l'on compare les résultats du test benzène et la teneur en matière organique (fig. 1), on constate que la stabilité croît rapidement avec celle-ci, jusqu'à un taux d'environ 4 p. 100 : ce résultat est conforme à ce qu'avaient annoncé les auteurs de la méthode d'évaluation de la stabilité structurale (HÉNIN *et al.*, 1969). Au-delà de 4 p. 100 de matière organique semble apparaître un palier de stabilité, qui peut

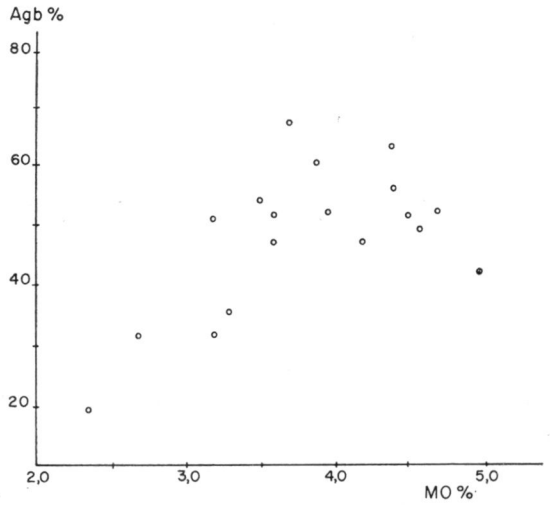


FIG. 1. — *Relation entre la teneur en matière organique totale et le pourcentage d'agrégats benzène, en prairie permanente*

(1) Notons qu'une assez forte corrélation apparaît entre A*ga* et *Agb* : en fait, les résultats des prétraitements sont rarement indépendants l'un de l'autre, d'une part parce que, à ces teneurs élevées, la présence de matière organique, tout en diminuant la mouillabilité de la terre, peut aussi agir sur la cohésion, d'autre part, parce que le prétraitement alcool peut ne pas éliminer totalement les effets de mouillabilité de la terre par l'eau.

indiquer, soit une accumulation de matière organique non liée à la fraction minérale, soit l'existence d'une limite à l'effet stabilisateur des matières organiques liées. L'allure de cette courbe est probablement contingente du type de texture des échantillons.

2. — *Variation des caractéristiques étudiées après retournement*
Tendances générales

a) *Teneur en matière organique.*

Elle a tendance à décroître en fonction de l'âge du retournement (fig. 2).

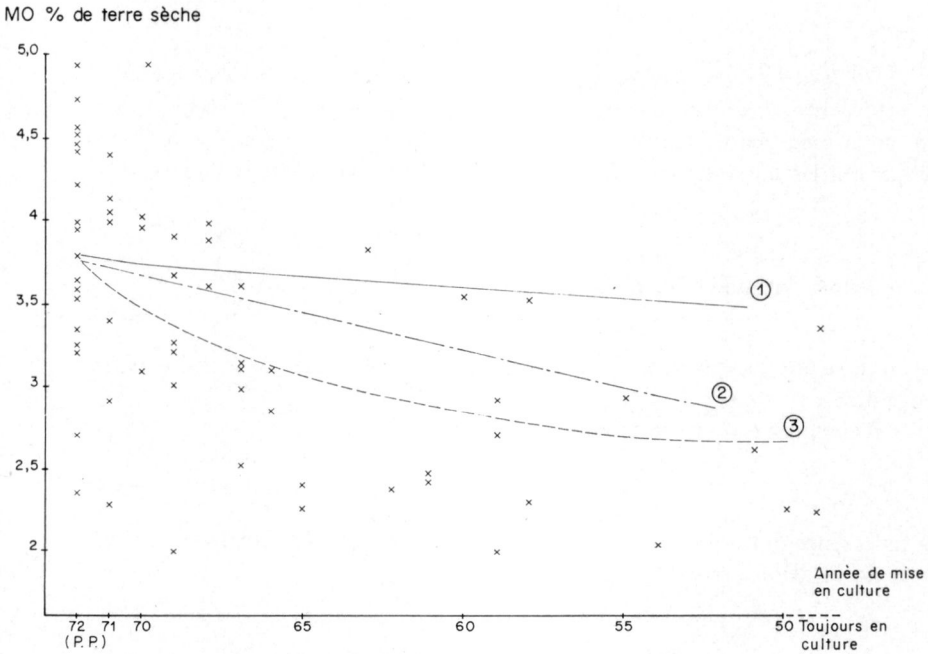


FIG. 2. — *Variation de la teneur en matière organique du sol en fonction de l'année de mise en culture de la parcelle*

Choix d'un modèle descriptif.

Le modèle classique de HÉNIN et DUPUIS (1945), exprimant l'évolution au cours du temps de la teneur en matière organique y d'un sol recevant annuellement un apport A, caractérisé par une teneur à l'origine Y et ayant un coefficient de minéralisation K_2 est de la forme :

$$\text{Log}\,\frac{A - K_2\,y}{A - K_2\,Y} = -K_2\,t \qquad (1)$$

y, Y sont exprimés en poids de matière organique totale pour 100 de terre sèche, A en poids de matière organique pour 100 de terre sèche et par an, K_2 est un coefficient ayant la dimension de l'inverse d'un temps (en années), t est exprimé en années.

Les principes d'établissement de cette relation sont d'une part, la constance, au cours d'un temps, de la nature des constituants organiques du sol, d'autre part, la proportionnalité des pertes au stock présent.

K_2 est, en région tempérée, compris entre 1 et 2 p. 100 par an. A partir d'une origine Y fixée à la moyenne des teneurs obtenues sous prairie permanente ($t = 0$), nous avons tracé des courbes traduisant l'application de la relation (1) pour un apport annuel de 500 kg d'humus à 2 500 tonnes de terre (valeurs raisonnables en moyenne pour les systèmes de culture pratiqués après retournement) et pour des coefficients K_2 de 1 p. 100 et 2 p. 100 (respectivement tracés 1 et 2 de la fig. 2).

On observe que ces tracés sont presque linéaires et s'accordent mal avec la répartition des points observés, notamment pour les premières années de culture. En vue de mieux rendre compte de la décroissance rapide dans cette première phase, nous avons préféré utiliser un ajustement hyperbolique de forme :

$$y = \frac{a}{t + u} + b \qquad (2)$$

On peut faire les remarques suivantes sur la signification de ce modèle.

b représente la teneur à l'équilibre, u a la dimension d'un temps et représente le délai nécessaire pour la destruction de la moitié de l'excédent du stock organique initial par rapport à la teneur à l'équilibre. En effet, si l'on pose :

$$\frac{a}{u} = m,$$

la teneur à l'origine s'écrit alors :

$$y_0 = m + b$$

m représente la quantité de matière organique initiale à détruire pour atteindre l'équilibre.

Au temps $t = u$, cette quantité est :

$$y_u - b = \frac{a}{2u} = \frac{m}{2}$$

u représente donc bien la « demi durée de vie » du stock à détruire, en années.

La relation (2) s'écrit en définitive :

$$y = \frac{m}{\frac{t}{u} + 1} + b$$

Le calcul de la dérivée de y donne :

$$\frac{dy}{dt} = \frac{-a}{(t+u)^2} = \frac{(y-b)^2}{a}$$

alors que la relation homologue, postulat du modèle de HÉNIN et DUPUIS, s'écrit :

$$\frac{dy}{dt} = A - K_2 y$$

L'assimilation de ces deux relations conduirait à admettre que K_2, dans les conditions d'expérience décrites par le modèle hyperbolique, varie en fonction de y, donc du temps. Ceci est bien entendu contraire aux hypothèses de HÉNIN et DUPUIS selon lesquelles K_2 est indépendant du temps et correspond à une nature de produits organiques relativement définie et constante. L'adoption d'un modèle hyperbolique traduit donc une variation de la composition qualitative du stock organique initial.

Résultats numériques.

C'est pour $u = 10$ ans que le coefficient de corrélation entre y, teneur en matière organique, et $\frac{1}{t + u}$ est le plus élevé ($r = 0{,}55$ hautement significatif).

La relation 2 s'écrit alors :

$$y = \frac{16{,}70}{t + 10} + 2{,}11 \qquad (3)$$

(tracé 3 de la figure 2). Notons que la relation 3 établie sur l'intervalle de 0 à 22 ans, ne permet pas d'identifier à une teneur à l'équilibre, la limite asymptotique 2,11, qui par ailleurs, de par les modalités d'obtention de l'ajustement, dépend de la valeur donnée à u.

En supposant un régime stable à partir de 10 ans après le retournement, on peut calculer qu'entre 10 et 20 ans la déperdition moyenne annuelle est d'environ 1 p. 100. Sur la base d'une hypothèse d'apport annuel de 500 kg d'humus/ha, cela situe le coefficient K_2 de destruction annuelle de l'humus à environ 1,7 p. 100. Par rapport au régime « de croisière », il y aurait un « supplément » de minéralisation au cours des premières années suivant le retournement, de l'ordre de 10 à 15 p. 100 du stock initial. Ceci n'est pas en contradiction avec un résultat de MONNIER (1965) qui, pour une terre calcaire finement sableuse, observe une diminution encore plus rapide du taux de matière organique.

Malgré la dispersion des points autour de l'ajustement, et le caractère arbitraire des hypothèses permettant les estimations, on peut noter que l'estimation de K_2 conduit à une valeur comprise dans la fourchette de référence (1 à 2 p. 100).

Interprétation agronomique.

La forte minéralisation qui caractérise les premières années après le retournement, est déduite de l'évolution d'un taux de matière organique *totale* : or, sous prairie, l'accumulation organique porte non seulement sur des substances humiques *sensu stricto*, mais aussi :

— sur la matière organique libre (racines, radicelles, fragments de mat),

— sur des produits préhumiques peu stables en régime cultivé.

Ces deux groupes de substances, après mise en culture, sont susceptibles d'une minéralisation intense dans les toutes premières années suivant le retournement. La composition des substances organiques du sol varie donc probablement au cours de cette période, ce qui rendrait compte de l'inadaptation du modèle classique de HÉNIN et DUPUIS, pendant la période concernée.

En tout état de cause, pour appliquer un calcul de bilan humique aux années suivant la mise en culture de la prairie permanente, il faut tenir compte de ce supplément de minéralisation.

Remarque sur les variations du pH.

On a déjà évoqué une apparente élévation du pH avec l'ancienneté du retournement. On pourrait alors penser qu'une part de la baisse observée de teneur en matière organique après retournement est due à un accroissement de minéralisation, conséquence de l'élévation du pH, ce qui remettrait en cause les développements

précédents. En fait, si l'on étudie, pour des gammes partielles de dates de retournement, les corrélations entre pH et teneur en matière organique des échantillons, on constate que les coefficients obtenus sont tous faibles et non significatifs (0,05 ; — 0,16 ; — 0,51) correspondant respectivement aux prairies permanentes en 1972, aux parcelles mises en culture entre 1971 et 1966, aux parcelles mises en culture antérieurement à 1966. Dans chaque cas, la gamme de variation des teneurs en matière organique était assez importante (de 2 à 4 p. 100 au moins). Il est donc improbable que l'hypothèse soit acceptable, et les modèles précédents, où le temps est la seule variable explicative, peuvent être retenus.

En fait, on constate que les exploitations dont les prairies permanentes ont un pH élevé en 1972 sont plus fortement représentées pour les âges anciens de retournement, ce qui donne à l'ensemble des pH une allure croissante en fonction de l'âge du retournement. Cette élévation est donc pour une bonne part, due à la conjonction d'un biais dans l'échantillonnage et d'un facteur « terrain » (ou « techniques ») propre aux exploitations.

b) *L'indice de stabilité et ses composantes.*

Ils montrent une importante chute de stabilité à la suite du retournement.

Les ajustements retenus ont les formes suivantes, où t est le temps exprimé en années, écoulé depuis la date du retournement et I_s l'indice d'instabilité structurale (cf. définition in *Le Profil Cultural*, HÉNIN *et al.*, 1969) :

$$\text{Log } 10\ I_s = 0{,}024\,7\ t + 0{,}601 \qquad (r = 0{,}68\ \text{HS})$$

$$\text{Log}\ \frac{Aga}{57{,}4} = -\,0{,}036\ t \qquad (r = 0{,}69\ \text{HS})$$

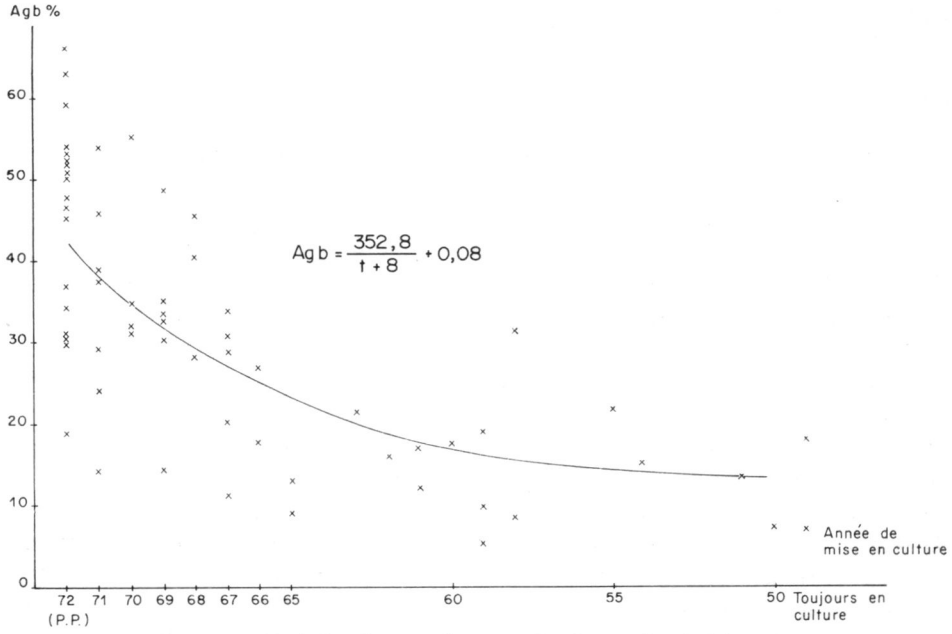


FIG. 3. — *Variation du taux d'agrégats benzène en fonction du temps*

$$Agb = \frac{352{,}8}{t+8} + 0{,}08 \qquad (r = 0{,}75 \text{ HS}) \quad \text{(fig. 3)}$$

On remarquera d'abord que c'est le taux d'agrégats stables après prétraitement au benzène qui présente la décroissance la plus accentuée lorsque augmente l'ancienneté du retournement, puis que cela est particulièrement marqué les toutes premières années qui suivent la mise en culture.

Le premier résultat est conforme à la signification du test avec prétraitement benzène, qui enregistre de manière sensible les variations de stabilité liées à la teneur en matière organique : celle-ci, on l'a vu, diminue lorsque s'éloigne la date de retournement. D'ailleurs, une liaison positive apparaît entre taux d'agrégats benzène et teneur en matière organique totale, si l'on regroupe l'ensemble des échantillons sans tenir compte de leur histoire culturale :

$$Agb = 15{,}9 \text{ MO} - 21{,}8 \qquad (r = 0{,}78 \text{ HS})$$

c) *Efficacité stabilisatrice des matières organiques.*

On a remarqué la forte variation d'A*gb* peu après le retournement.

Ceci suggère que l'efficacité stabilisatrice des matières organiques peut ne pas être constante, ce que confirme le tableau 3 : le rapport $\frac{Agb}{MO}$ est d'autant plus élevé que la date du retournement est moins éloignée. Ce fait est à rapprocher d'une pro-

TABLEAU 3

Relation entre date de mise en culture et efficacité stabilisatrice des matières organiques

$\frac{Agb}{MO}$	2,8 à 4,0	4,5 à 5,4	5,6 à 6,8	7,0 à 7,4	7,7 à 8,4	8,8 à 9,4	9,5 à 10,4	10,5 à 11,0	11,3 à 13,4	14,3 à 17,2
Effectif de la classe	(6)	(6)	(6)	(6)	(6)	(7)	(7)	(6)	(6)	(7)
Age moyen de mise en culture de la classe	18,2	16,0	7,3	8,8	1,8	4,6	2,1	1,4	0,8	0,4

bable modification au cours du temps de la composition de la matière organique en ses diverses fractions. On sait que c'est la partie dite liée qui est active vis-à-vis de la stabilité structurale. On sait aussi qu'au sein de cette partie liée coexistent des produits de nature, de longévité et d'activité physique diverses. Schématiquement, on distingue des produits transitoires, fugaces et très stabilisateurs (MONNIER, 1965) opposés à l'humus, stable et relativement peu actif. Entre ces deux termes, se situe vraisemblablement toute une gamme de substances préhumiques de caractéristiques intermédiaires, comme le suggèrent les travaux de GRAFFIN (1971). Dans le cas étudié, il est plausible que la stabilité structurale reflète en bonne part l'importance des produits transitoires et préhumiques.

La quantité de substance active décroît probablement plus vite que la fraction humique stricte par suite d'un coefficient de minéralisation élevé et de sa propre humification, alors que parallèlement les produits fermentescibles qui en sont la source (racines, radicelles, mat, parties aériennes) diminuent rapidement. En conséquence, la fraction humique au sens strict, deviendrait progressivement de plus en plus prédominante, et l'effet stabilisateur d'une unité de teneur en matière organique diminuerait.

Une autre manière d'exprimer cette diminution est de relier le pouvoir stabilisateur, apprécié par le rapport A*gb*, à la vitesse de minéralisation définie par la proportion du stock de l'année détruite en un an. Nous avons estimé celle-ci à partir de la relation (3) en ajoutant à la baisse annuelle de teneur les apports (estimés à 500 kg/ha/an d'humus et exprimés en p. 100. de terre sèche). La figure 4 montre qu'une liaison positive apparaît entre pouvoir stabilisateur et vitesse de minéralisation V*m*.

$$\frac{Agb}{MO} = 2{,}16\ Vm + 1{,}96 \qquad (r = 0{,}72\ \text{HS})$$

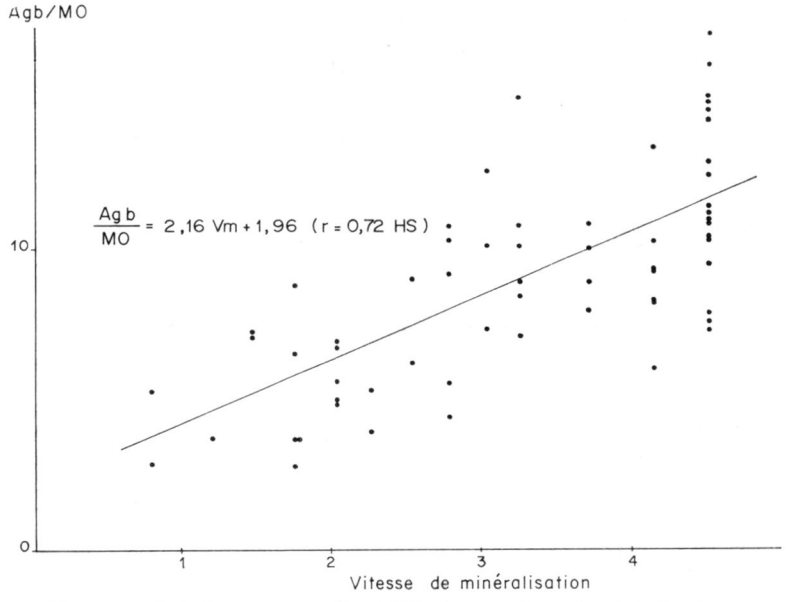


FIG. 4. — *Relation entre pouvoir stabilisateur et vitesse de minéralisation*

Vitesse de minéralisation =

$$\frac{\text{Teneur (année } i\text{)-T}(i+1)}{T_{(i)}} \times 100 + \frac{\text{Apport Annuel}}{T_{(i)}} \times 100$$

L'existence de cette liaison semble d'une portée assez générale. En effet, reprenant les résultats et les conclusions de GRAFFIN (1971) étudiant l'évolution de paille incorporée à la terre, nous avons tracé un graphique homologue mettant en relation pouvoir stabilisateur et vitesse de minéralisation (figure 5).

Ces derniers travaux ont été effectués en laboratoire à 20°C et les observations rapportées portent sur une période très courte. Les vitesses de minéralisation obtenues

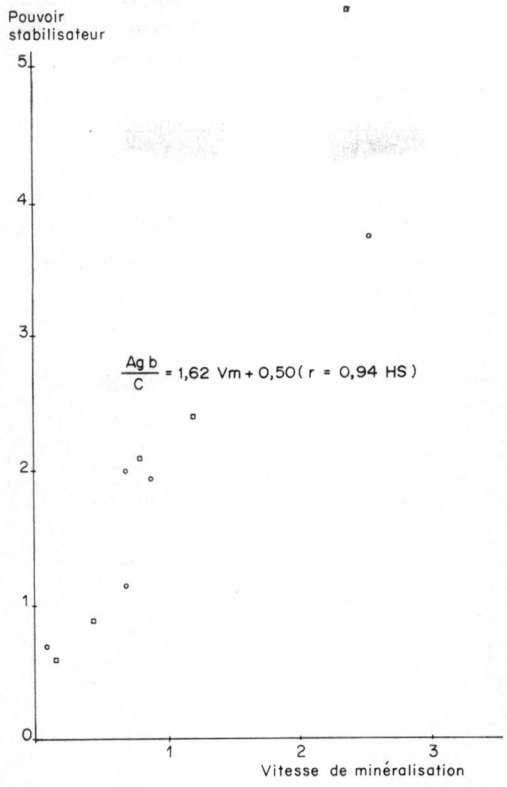


FIG. 5. — *Relation entre pouvoir stabilisateur et vitesse de décomposition dans les mélanges à base de paille* (GRAFFIN, 1971)

$$\text{Pouvoir stabilisateur} = \frac{Agb \text{ (en unités p. 100)}}{C \text{ lié (en unités p. 1 000)}}$$

$$\text{Vitesse de minéralisation (en p. 100 par jour)} = \frac{1}{j\text{-}i \text{ (en jours)}} \times \frac{100 \text{ (teneur au temps } i\text{-teneur au temps } j)}{\text{teneur au temps } i}$$

○ : HB + paille + dose d'azote minéral forte
□ : — + — + — faible

dans ce cas sont donc très supérieures à celles que nous estimons à l'échelle de l'année. Cependant, l'allure de la liaison observée n'en est pas moins analogue.

En résumé, le passage de l'état sous prairie à l'état cultivé, s'accompagne d'une chute rapide de la teneur en matières organiques et, pour les mêmes raisons (disparition rapide des produits transitoires accumulés sous prairie), d'une diminution encore plus rapide de la stabilité structurale.

3. — *Confrontation de la tendance générale aux cas particuliers de quelques exploitations*

Toutes les liaisons invoquées, quoique hautement significatives, restent relativement lâches. Nous avons remarqué que, sur les divers graphiques, des rapproche-

ments se dessinent entre les points représentatifs d'une même exploitation. L'appartenance à une exploitation serait donc la source d'écarts systématiques, autour de la tendance générale, des points représentatifs des parcelles. Nous avons tenté d'interpréter ces écarts en étudiant quelques cas particuliers mieux connus en ne considérant plus désormais l'échantillon comme homogène.

a) *Taux de matière organique du sol.*

Le tableau 4 permet de comparer à la décroissance générale les teneurs en matière organique des parcelles de 3 exploitations pratiquant des systèmes culturaux très différents.

TABLEAU 4

Évolution sur trois exploitations, du taux de matière organique à partir du retournement. Base 100 : prairie permanente de l'exploitation en 1972

	Age de retournement de la prairie permanente en années							Remarques sur le système de culture
	0	1	2	4	5	9	« Toujours » en culture	
Exploitation (13)	100			81	71	86 (1)		Pailles exportées. Pas de fumier ni de prairies sauf en (1) (Fumier).
Exploitation (7)	100	98	68				75	Apport régulier de fumier. Restitution des pailles.
Exploitation (2)	100	68 (2) 58 (3)	80 (4)		63 (5)			(2) P.P. retournée en novembre 1971.
Tendance générale	100	96	93	87	85	79	56	(3) P.P. retournée en septembre 1971. (4) P. Temporaire 1970. (5) P. Temporaire 67, retournée 1971.

On note :

— que la décroissance à l'issue du retournement est sensible quel que soit l'entretien organique,

— que l'écart à la tendance générale semble effectivement être fonction du système cultural : l'exploitation (7) parvient, grâce à un apport régulier de paille et de fumier, à un niveau humique élevé (colonne « toujours en culture »). L'influence de l'apport de fumier est attesté par les résultats de la colonne 9 et par leur comparaison avec ceux de la colonne 5. L'influence des prairies temporaires s'observe pour l'exploitation (2) en comparant les colonnes 1 et 2 et, au sein de cette dernière colonne, en comparant avec l'expoitation 7 : on enregistre un net ralentissement de la déperdition globale, mais le résultat de la colonne 5 (prairie temporaire de 4 ans retournée depuis 1 an) laisse penser que cette action peut s'avérer fugace, et de toute façon ne permet pas de revenir, sur une période prolongée, à un niveau humique comparable à celui de la prairie permanente.

Ces constatations incitent à tenter une prévision plus quantitative des teneurs en matière organique, en tenant compte, d'une part des estimations faites ci-dessus concernant la minéralisation, d'autre part d'estimations courantes de restitutions par les cultures.

b) *Essais de bilans humiques.*

Deux exploitations dont les successions de culture sont assez bien connues sur une période relativement longue, permettent d'illustrer l'intérêt que présente l'établissement d'un bilan.

Les bilans sont présentés sur le tableau 5 ; ils sont fondés sur les principales hypothèses suivantes :

TABLEAU 5

Calcul de bilan humique

(Parcelles cultivées après retournement de Prairies Permanentes)

	Exploitation n° 8 Parcelle n° 3	Exploitation n° 9 Parcelles n° 1-2-3-4
État au départ :		
teneur en humus	3,92 %	3,22 %
tonnage en « humus » (pour 2 600 t/ha de terre)	102 t/ha	83 t/ha
Gains : durée en cultures	13 ans	9 ans
Blé : chaumes et racines (2 t/ha ; K_1 = 15 % [2]) soit 0,3 t/ha d'humus	4 campagnes : 1,2 t/ha	3 campagnes : 0,9 t/ha
pailles enfouies (4 t/ha ; K_1 = 10 % [2]) soit 0,4 t/ha d'humus	4 campagnes : 1,6 t/ha	
Maïs : chaumes, racines et pailles (5 t/ha ; K_1 = 15 % [2]) soit 0,75 t/ha d'humus	9 campagnes : 6,8 t/ha	6 campagnes : 4,5 t/ha
TOTAL GAINS	9,6 t/ha	5,4 t/ha
Pertes :		
1re année : estimation à 15 % du total	15,3 t/ha	12,5 t/ha
années suivantes (K_2 = 1,7 % respectivement 12 et 8 ans)		
(102 t/ha-15 t/ha) × 1,7 × 12 ans	18,0 t/ha	
(83 t/ha-12,5 t/ha) × 1,7 × 8 ans		9,6 t/ha
TOTAL PERTES	33,3 t/ha	22,1 t/ha
Calcul de la teneur nouvelle :		
Déficit	23,7 t/ha	16,7 t/ha
Teneur calculée	$\frac{102-23,7}{2\,600} = 3,01$ %	$\frac{83-16,7}{2\,600} = 2,56$ %
TENEUR OBSERVÉE	2,91 %	2,39 % [1]

[1] Moyenne entre les 4 résultats.
[2] Estimations empruntées à G. MONNIER (1966).

— on suppose que les parcelles dont on connaît la matière organique en 1972 avaient, x années auparavant sous prairie permanente, la même teneur que les prairies permanentes actuelles ;

— $K_2 = 1{,}7$ p. 100 (cf. supra) ;

— une décroissance du stock de matière organique totale de 15 p. 100 est affectée d'office à la première année qui suit le retournement. Cette simplification résulte des considérations faites ci-dessus à propos de l'allure de la décroissance lors des premières années après le retournement : elle vise à ne considérer, grosso modo, que l'humus strict, seul justiciable du coefficient K_2.

La confrontation des résultats calculés aux résultats observés fait penser qu'en dépit du caractère arbitraire et incertain des multiples hypothèses nécessaires au calcul, celui-ci garde un sens. L'écart entre son résultat et l'observation ne met pas en cause les conclusions que l'on peut tirer de l'ordre de grandeur du bilan, car celui-ci est nettement négatif. Enfin, l'utilisation de la méthode des bilans en vue d'une prévision des teneurs peut avoir une valeur indicative.

Ainsi que le souligne SEBILLOTTE (1967), un bilan négatif n'entraîne pas nécessairement une remise en cause du système de culture en vigueur, si les propriétés du sol sont excellentes, ce qui est ici vraisemblable d'après les indices de stabilité. De plus, il est illusoire d'espérer équilibrer un bilan portant sur de si fortes teneurs par de simples restitutions culturales. On notera d'ailleurs que, même avec retour régulier des pailles au sol, la décroissance reste sensible au bout de 10 ans, les pertes probables restant nettement supérieures aux apports moyens. Par contre, il convient de souligner :

— que les apports actuels contribuent à déterminer le niveau de l'équilibre ultérieur. La profondeur de labour ne doit surtout pas être augmentée sans précautions (telles qu'un réexamen des successions de culture) ;

— qu'il importe, en présence d'un bilan humique défavorable, de surveiller de très près l'évolution des terres (SEBILLOTTE, 1967) et leur comportement physique, en particulier sous l'action des pluies.

c) *Stabilité structurale et efficacité stabilisatrice des matières organiques.*

La figure 6 montre un net parallélisme entre la variation du taux d'agrégats benzène et celle de la teneur en matière organique des parcelles de quelques exploitations (parcelles mises en culture peu d'années avant l'enquête). On notera, cependant, conformément aux résultats d'ensemble rapportés plus haut (tabl. 3), que la chute du taux d'agrégats benzène est plus brutale que celle de la teneur en matières organiques. Ceci tient, comme nous l'avons vu, à la diminution au cours du temps, de l'efficacité stabilisatrice de la matière organique.

La liaison entre stabilité structurale et taux de matière organique pourrait encore être précisée d'une autre manière, mettant cette fois en cause les terrains de l'exploitation : MONNIER (1965) a montré que l'efficacité stabilisatrice de la matière organique dépend de la fraction minérale associée et décroît lorsque la teneur en argile augmente.

Dans le cas des parcelles étudiées, la variabilité texturale est trop faible pour qu'un tel effet puisse apparaître.

Enfin, dépendant d'une part de la nature des terrains de l'exploitation, d'autre part des modalités d'entretien calcique assuré par l'exploitant, le pH du sol est lui

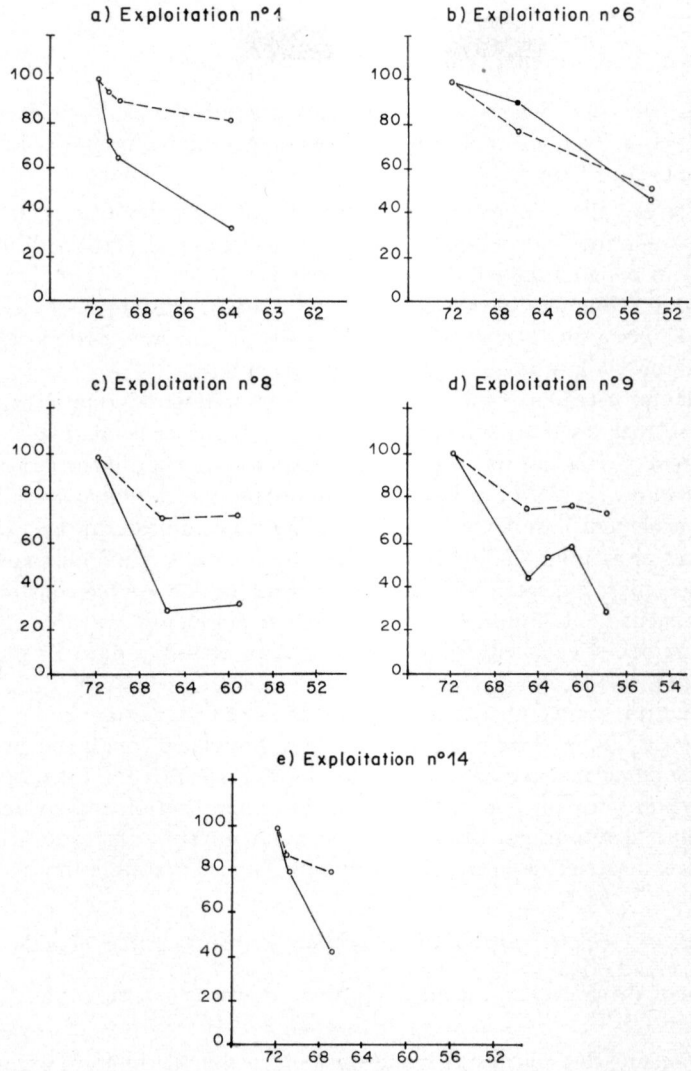


FIG. 6. — *Évolutions comparatives des taux de matières organiques et d'agrégats benzène dans quelques exploitations*

o——————o : agrégats benzène
o----------o : matière organique

Valeurs indexées aux prairies permanentes de l'exploitation, en 1972

aussi susceptible d'influer sur la stabilité structurale. En fait, aucune corrélation n'apparaît entre pH et taux d'agrégats benzène, même si l'on isole des groupes de parcelles à teneurs en matière organique voisines.

IV. — CONCLUSIONS

A. — *Contribution à l'étude des matières organiques et de leurs effets*

Obtenus par voie d'enquête, les résultats présentés sont, pour la plupart, en conformité avec les connaissances déjà établies dans ce domaine par voie expérimentale. Soulignons à ce titre :

— les fortes valeurs moyennes du taux de matière organique et de la stabilité structurale sous prairie permanente, ainsi que la grande dispersion de ces caractéristiques autour de leurs moyennes respectives ;

— la diminution sensible de la teneur en matière organique et de la stabilité structurale à l'issue du retournement, s'enregistrant sur une période relativement courte par rapport à la durée d'activité d'un agriculteur.

Par ailleurs, certains résultats semblent caractériser les matières organiques fournies au sol par les prairies permanentes vis-à-vis de celles d'autres apports qui s'en distinguent par la nature, la quantité et les modalités d'incorporation :

— l'évolution rapide du taux de matière organique les toutes premières années après le retournement paraît traduire un phénomène complexe qui ne relève pas des hypothèses admises pour définir les coefficients usuels de minéralisation ;

— l'efficacité stabilisatrice des matières organiques ne semble constante, ni sous prairie permanente (elle diminue quand la teneur augmente), ni après le retournement (elle diminue avec la vitesse de minéralisation quand la date du retournement s'éloigne).

Ces résultats suggèrent l'accumulation sous prairie permanente de produits transitoires particularisés par une durée de vie relativement longue (et peut être par une différence de nature) par rapport à ceux du régime cultivé. C'est en partie à leur propre évolution que l'on pourrait attribuer la minéralisation rapide des premières années suivant le retournement des prairies permanentes, ainsi que la diminution d'efficacité stabilisatrice de la matière organique en fonction du temps.

B. — *Contribution à l'élaboration de références régionales*

Au niveau du contexte régional défini où nous avons travaillé, nous devons retenir :

— l'allure générale des courbes d'évolution de la teneur en matière organique et de la stabilité structurale ;

— une valeur approximative du coefficient de minéralisation ($K_2 = 1{,}7$ p. 100).

Par ailleurs, il apparaît qu'en raison de la variabilité observée, un conseil technique au niveau de l'exploitation doit prendre en compte des données propres à celle-ci : le système de culture (régime et modalités d'incorporation des apports) et les terrains, qui, surtout en fonction de la teneur en argile, modulent l'intensité des conséquences d'un bilan humique longtemps négatif à l'issue d'un retournement de prairie permanente. Remarquons que, malgré les particularités du régime des pertes dans ce cas précis, le calcul du bilan reste possible.

C. — *Application à la prévision des comportements du sol*

Notre étude ne nous permet pas de conclure à l'existence d'un problème de comportement des sols, vu le défaut d'observations systématisées sur ce thème.

Par ailleurs, les fluctuations intra-annuelles de stabilité structurale liées, soit aux produits transitoires issus de la fermentation des enfouissements, soit à l'histoire hydrique du sol (SEBILLOTTE, 1968) ne peuvent être prises en compte dans une telle approche.

La difficulté majeure est que la relation entre une valeur donnée de l'indice de stabilité et le comportement de la terre dans une situation culturale déterminée, reste à expliciter. Une indication intéressante nous est cependant donnée par les travaux de TOUTAIN (1970) qui portent, dans une région voisine, sur des sols de même origine et de texture comparable : le seuil de stabilité en deçà duquel peut s'extérioriser, selon ses notations, une nette accentuation de la battance, est atteint, d'après nos observations, en moins d'une dizaine d'années après le retournement de la prairie permanente. Une certaine vigilance semble donc s'imposer.

Or, il convient de noter que, lorsque l'instabilité structurale commence à poser des difficultés à l'agriculteur, le redressement du bilan humique ne les fait pas disparaître avant longtemps. Si un agriculteur ne prenait pour référence que ses propres terres, il risquerait de n'être pas averti à temps de la nécessité de mesures préventives. La surveillance doit donc avoir un caractère régional. Les responsables du conseil technique auprès des agriculteurs pourraient tenir compte des critères signalés dans ce travail pour choisir quelques parcelles types soumises à une observation régulière, en vue de prévoir avec une certaine précision les risques encourus.

Reçu pour publication en janvier 1974.

REMERCIEMENTS

Nous remercions M. B. DUBOIS, Ingénieur à la Chambre d'Agriculture de Laval, qui nous a introduit auprès des agriculteurs, et ces derniers pour avoir bien voulu recevoir les étudiants à plusieurs reprises. Nous remercions également MM. HÉNIN et MONNIER pour leurs précieux conseils.

SUMMARY

SOME AGRONOMICAL CONSEQUENCES OF TURNING OVER PERMANENT GRASS-LAND

By means of a survey of a small region we endeavoured to observe the evolution of the organic matter content and the structural stability of the soil after cropping permanent grass-land. 65 individual areas, that were or are still under grass, were studied.

It was confirmed that the organic matter content and the structural stability steadily decrease after turning over the soil. In addition, it was observed that, during the first years which follow

the commencement of cropping, the law of diminution of contents is not consistent with the classical exponential model, and that the effectiveness of the organic matter as stabilizer decreases with continued cropping. These facts suggest the accumulation, under permanent grass-land, of transitory products of high physical efficiency, but short-lived in cultivated systems.

Within the framework of these general tendencies, each area imposes a particular evolution by its system of cultivation and the nature of its land. The possibilities of making a humic evaluation of the individual areas are examined.

The agronomical benefit of the results is discussed with the view to forecasting the evolution of soil behaviour.

ZUSAMMENFASSUNG

EINIGE AGRONOMISCHE FOLGEN DES UMPFLÜGENS VON DAUERWIESEN

Mit Hilfe von Untersuchungen wurde im Rahmen einer begrenzten Region versucht, über die Entwicklung des Gehalts an organischer Substanz und der Struktur von Dauerwieseböden nach Umbruch Beobachtungen zu machen. Es wurden 65 Parzellen untersucht, welche Dauerwiesen waren oder noch sind.

Es wird festgestellt, dass der Gehalt an organischer Substanz sowie die Stabilität der Bodenstruktur mit zunehmendem zeitlichem Abstand vom Umpflügen abnehmen. Im weiteren beobachtet man, dass während der ersten Jahre nach dem Umpflügen das Gesetz vom abnehmenden Gehalt nicht mit dem klassischen exponentiellen Modell übereinstimmt und dass die stabilisierende Wirkung der organischen Substanz abnimmt, je weiter der Zeitpunkt des Umpflügens zurückliegt. Diese Tatsachen legen die Annahme nahe, dass sich unter Dauerwiesen vorübergehend physikalisch sehr wirkungsvolle Stoffe ansammeln, die aber im kultivierten Boden von kurzer Lebensdauer sind.

Im Rahmen dieser allgemeinen Tendenzen bewirkt jede Nutzungsart entsprechend den Kulturmassnahmen und der Eigenart des Geländes eine besondere Entwicklung. Die Möglichkeiten für das Aufstellen einer Humusbilanz werden geprüft.

Die agronomische Bedeutung der Resultate wird im Hinblick auf eine Voraussage der Entwicklung des Verhaltens von Böden diskutiert.

РЕЗЮМЕ

Некоторые агрономические последствия перепашки постоянных лугов.

Ж. БУАФФЕН, А. ФЛЕРИ, К. КОАЖУ, Х. КРЕССЬЕ, Б. ФАБР.

При помощи анкеты в масштабе небольшого района, наблюдалось за эволюцией содержания органического вещества и прочностью структуры почвы после перепашки и окультивирования постоянных лугов. Изучение проводилось на 65-ти делянках уже перепаханных, или находящихся еще в состоянии луга.

Проверялось что содержание органического вещества уменьшается, а прочность структуры ослабляется, по мере удлинения срока времени прошедшего от перепашки. Кроме того, в первые годы после перепашки констатировалось что закон уменьшения содержаний не следует классической экспоненциальной модели и, что эффективность упрочнения структуры органическим веществом слабеет по мере удаления от даты начала окультуривания. Это приводит к заключению о существовании и накоплении под лугами переходных высоко эффективных продуктов, быстро исчезающих при введении режима культуры.

В рамках этих общих тенденций, каждое отдельное хозяйство вызывает особую эволюцию, благодаря своей системе культуры.

Рассматривается также возможность составления баланса гумуса изучавшихся делянок. И агрономический интерес полученных результатов обсуждается в перспективе прогноза возможной эволюции поведения разных почв.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANNE P., 1945. Dosage du carbone organique du sol. *Ann. agron.* Série A., (2), 161-172.

FÉODOROFF A., 1960. Évaluation de la stabilité structurale d'un sol (indice S). Nouvelles normes d'emploi pour l'appareil à tamiser. *Ann. agron.*, **11** (6), 651-659.

GRAFFIN P., 1971. Étude intégrée de la décomposition d'apports organiques dans le sol. Évolution du carbone et de l'azote, liaison à la fraction minérale, modification des propriétés physiques. *Ann. agron.*, **22** (2), 213-239.

HÉNIN S., DUPUIS M., 1945. Bilan de la matière organique des sols. *Ann. agron.* Série A (1), 17-29.

HÉNIN S., GRAS R., MONNIER G., 1969. *Le profil cultural* (2e édit.). Masson et Cie, Paris.

MONNIER G., 1965. *Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols.* Thèse, Paris.

MONNIER G., 1966. Les restitutions organiques, leur action sur le sol. *Bulletin des C. E. T. A.*, février.

MONNIER G., TURC L., JEANSON LUUSINANG C., 1962. Une méthode de fractionnement densimétrique par centrifugation des matières organiques du sol. *Ann. agron.*, **13** (1), 55-63.

SEBILLOTTE M., 1967. La matière organique dans le sol ; que peut-on faire? *Le Figaro agricole*, nº 187, juin.

SEBILLOTTE M., 1968. Stabilité structurale et bilan hydrique du sol. Influence du climat et de la culture. *Ann. agron.*, **19** (4), 403-414.

TOUTAIN B., 1970. *Contribution à l'étude de la stabilité structurale des sols limoneux de Bretagne Orientale.* Thèse 3e cycle, Rennes.

Ann. agron., 1974, **25** (4), 575-586.

INFLUENCE DE DIFFÉRENTS RÉGIMES HYDRIQUES SUR L'ABSORPTION DE L'EAU ET DES ÉLÉMENTS MINÉRAUX PAR LES CULTURES

I. — Régimes hydriques, systèmes racinaires et modalités d'alimentation en eau

C. MAERTENS, R. BLANCHET et J. PUECH
avec la collaboration technique de R. Lagacherie et M. Cabelguenne

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches de Toulouse, I. N. R. A.,
B. P. 12, 31320 Castanet Tolosan

RÉSUMÉ

Dans les sols étudiés, l'irrigation exerce peu d'influence sur la répartition, dans le profil, de l'enracinement de diverses cultures. La colonisation des horizons décroît rapidement de la surface vers la profondeur, avec des modalités variables selon les espèces végétales.

La fourniture d'eau par le sol dépend étroitement de l'exploration racinaire, et elle s'effectue préférentiellement en surface tant que l'humidité est suffisante. Aussi, l'alimentation hydrique des cultures irriguées est réalisée essentiellement dans la couche arable et le proche sous-sol, alors qu'en culture sèche, la dessiccation maximum du sol est une fonction sensiblement linéaire de la profondeur.

Les causes et conséquences de ces faits sont discutées.

INTRODUCTION

Les progrès scientifiques et techniques réalisés au cours des dernières décennies en fertilisation, en génétique, en protection des cultures et dans l'ensemble des techniques culturales, font que l'eau est souvent devenue l'un des principaux facteurs limitant la production, dans les régions tempérées. Aussi, deux grandes voies de

progrès se dessinent maintenant quant au contrôle de ce facteur : maîtrise aussi parfaite que possible des cultures irriguées, et adaptation des plantes aux conditions sèches.

Chacune de ces voies met en jeu des processus quelque peu différents d'alimentation hydrique et minérale des cultures (BLANCHET *et al.*, 1969 ; MAERTENS et CABELGUENNE, 1971). Ces deux volets de l'alimentation présentant entre eux de nombreuses interactions, nous voudrions ici tâcher de mieux préciser comment peuvent s'alimenter les plantes dans des conditions plus ou moins sèches, qui se traduisent par ce que nous appelons des régimes hydriques différents.

Nous entendons par ce terme l'aspect global de l'utilisation, par une culture, des ressources en eau qui lui sont fournies par les réserves du sol, les pluies et éventuellement l'irrigation. Il traduit la contrainte de sécheresse que subit une culture, depuis une contrainte sensiblement nulle lorsqu'elle est irriguée de manière à satisfaire l'évapotranspiration maximale (ETM), jusqu'à des contraintes marquées quand le sol est partiellement desséché et qui peuvent s'exprimer alors par le rapport $\frac{ETR}{ETM}$. Ces disponibilités hydriques variées correspondent à des états différents d'humidité du profil du sol, et à des conditions variables d'activité racinaire.

Aussi, nous envisagerons successivement divers aspects de l'alimentation des plantes :

— l'influence du régime hydrique sur la croissance et l'extension des systèmes racinaires ;

— le rôle de l'enracinement à l'égard des modalités d'alimentation en eau dans divers états de dessiccation du profil du sol ;

— l'influence de l'humidité du sol, et des flux hydriques, sur l'absorption des ions minéraux par les racines ;

— enfin, l'influence plus globale du régime hydrique sur l'alimentation des cultures, et les répercussions relatives à la conduite de la fertilisation et de l'irrigation.

Dans un premier mémoire, nous tenterons de synthétiser, à partir de résultats déjà publiés et d'éléments nouveaux, nos résultats concernant les répercussions du régime hydrique sur la croissance des systèmes racinaires, et leur activité dans l'alimentation hydrique. Pour cela, nous nous situerons au champ, en examinant les racines et l'alimentation en eau de diverses cultures sèches ou irriguées.

CONDITIONS ET TECHNIQUES EXPÉRIMENTALES

Les études et observations concernant l'enracinement et les consommations d'eau ont été réalisées sur le terrain, dans les essais de la Station d'Agronomie du Centre de Recherches de Toulouse déjà décrits par ailleurs (STENGEL *et al.*, 1972). Nous nous contenterons de rappeler que ces expérimentations sont implantées sur sols argilo-limoneux, peu évolués et ne présentant pas d'obstacles importants à l'exploitation racinaire. Elles sont conduites avec des techniques proches de celles qui sont couramment appliquées aux grandes cultures. Les traitements irrigués sont arrosés intensivement de manière à assurer l'évapotranspiration maximum de la culture (ETM).

Les consommations d'eau sont obtenues à partir de la pluviométrie et de profils hydriques mesurés tous les 10 à 15 jours avec un humidimètre à neutrons (MAERTENS, 1965).

L'enracinement a été caractérisé à partir de 20 échantillons de 0,1 dm³ par horizon (MAERTENS, 1964), prélevés dans une tranche de profil cultural préalablement décrite selon la méthode HÉNIN (1969).

Après extraction des racines par lavage, nous avons déterminé :

— leur poids (g/dm³ de sol),

— leur diamètre, leur longueur et leur volume : les racines fraîches sont réparties par classes de diamètres, et le volume « V » de chaque classe est déterminé à partir du poids frais « P » et de la densité « d » des racines (celle-ci varie très peu lorsqu'on s'adresse au chevelu d'une même espèce ; par exemple, elle est voisine de 1,05 pour les racines de tournesol) :

$$V = \frac{P}{d}$$

Ensuite, la longueur des racines de chacune des ces classes « l » est estimée à partir du volume et du rayon moyen des racines, par l'expression suivante :

$$l = \frac{V}{\pi r^2}$$

Pour obtenir la distance moyenne « e » qui sépare les racines, nous considérons la longueur totale des racines « L » présente dans un cube de 1 dm³ (arête 1 dm). On peut alors, à partir de cette longueur, calculer le nombre « n » de tronçons de racines de 1 dm rencontrés dans ce cube de 1 dm³. On admet que ces « n » tronçons sont représentés sur une face de ce cube, c'est-à-dire sur 1 dm² ; sur une arête de 1 dm nous trouvons donc $\sqrt{n}$ tronçons, distants les uns des autres $\frac{1}{\sqrt{n}}$ en moyenne.

La distance moyenne entre les racines « e » exprimée en cm est ainsi :

$$e = \frac{10}{\sqrt{L}} \qquad \text{(L en dm)}$$

Enfin, la surface développée est le produit (longueurs × circonférences) des différentes classes de racines.

Connaissant par ailleurs les quantités « q » d'eau cédées par l'unité de volume de sol considérée, il nous a été possible de calculer les quantités d'eau absorbées par unité de surface racinaire (q/s). En considérant la distance moyenne « e » séparant les racines, on peut tenter d'apprécier un ordre de grandeur de la vitesse de circulation de l'eau dans le sol, depuis le contact immédiat de la racine, jusqu'à la limite du cylindre de terre qu'elle exploite ; cette géométrie fait intervenir des couronnes de diamètres croissants (fig. 1). Nous examinerons ci-dessous ce point.

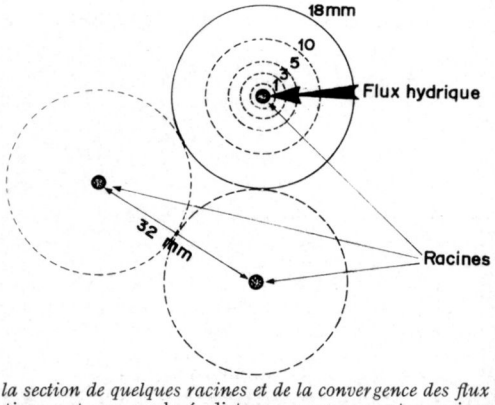


FIG. 1. — *Schéma de la section de quelques racines et de la convergence des flux hydriques vers celles-ci* (horizon relativement peu exploré, distance moyenne entre racines = 32 mm)

RÉSULTATS

1. — *Enracinement*

Il est bien connu que la majorité des racines des espèces végétales cultivées se trouvent dans la couche arable. La répartition de l'enracinement dans le profil est très inégale, et les longueurs de racines par unité de volume de sol varient dans des proportions de 100 à 1 entre les horizons les plus superficiels et les plus profonds

TABLEAU 1

Longueur de racines (m) *par dm³ de sol et distances moyennes séparant les racines de cultures de luzerne et de soja irriguées et non irriguées* (fin d'été)

Culture	Luzerne				Soja			
Traitements	irrigué		non irrigué		irrigué		non irrigué	
	longueur (m)	distances moyennes (cm)	longueur (m)	distances moyennes (cm)	longueur (m)	distances moyennes (cm)	longueur (m)	distances moyennes (cm)
Profondeur (cm)								
0-25	18,20	0,88	39,00	0,62	21,00	0,83	18,00	1,10
25-50	10,60	1,13	18,00	0,90	4,20	1,85	2,05	2,75
50-80	2,10	2,60	6,70	1,45	5,10	1,65	1,90	2,75
80-110	3,50	2,00	2,30	2,50	0,30	7,10	0,50	5,30
110-140	2,15	2,50	2,50	2,30	1,60	3,10	1,00	3,85
140-170	0,07	11,00	0,12	11,15				
170-200	0,35	6,50	0,24	7,75				

TABLEAU 2

Longueur (m), *surface développée* (dm^2) *des racines et distances moyennes les séparant pour une culture de tournesol irriguée et non irriguée*

Traitements	irrigué			non irrigué		
	longueur (m)	surface (dm^2)	distances moyennes (cm)	longueur (m)	surface (dm^2)	distances moyennes (cm)
Profondeur (cm)						
0-20	14,40	1,56	0,97	8,1	0,86	1,30
20-40	2,00	0,21	2,67	2,8	0,27	2,25
40-60	1,10	0,13	3,50	1,9	0,19	2,72
60-80	1,10	0,10	3,65	1,7	0,17	2,91
80-100	0,90	0,09	3,35	1,0	0,10	3,71
100-120	0,60	0,06	4,75	0,8	0,08	4,26
120-140	0,20	0,02	10,00	0,4	0,03	6,17

(tabl. 1). Aussi, les distances moyennes séparant les racines augmentent très rapidement avec la profondeur, et l'intensité de prospection du sol est très variable dans les profils.

Les systèmes racinaires des espèces étudiées ici présentent également des différences entre eux, surtout au niveau de leur répartition dans le profil (tabl. 1 et 2). La colonisation du sol par les racines de luzerne est encore relativement importante en profondeur comparativement aux deux autres cultures étudiées : la longueur de racines y est de 5 à 10 fois supérieure, aux profondeurs comprises entre 1,10 m et 1,40 m (tabl. 1 et 2).

Par contre, les écarts dus à l'irrigation intensive sont beaucoup moins importants. Les répartitions de l'enracinement sont voisines entre les traitements arrosés et non, les variations observées ne sont en effet pas systématiques et probablement dues à des petites différences de natures de sols.

2. — *Fourniture d'eau par le sol*

Les modalités de cession de l'eau par le sol, c'est-à-dire la répartition de fourniture de l'eau par les différents horizons du profil, sont variables selon les espèces, mais surtout très fortement influencées par l'irrigation (MAERTENS et CABELGUENNE, 1971). Ainsi, le tournesol irrigué a prélevé près des deux tiers de l'eau consommée dans les 30 premiers centimètres de sol, alors que dans les traitements non-arrosés, cet horizon n'en a fourni guère plus d'un tiers (tabl. 3). Par contre, en condition irriguée, les horizons les plus profonds ne participent que très peu à la fourniture d'eau, tandis qu'en culture non arrosée, ils peuvent assurer plus du quart de l'alimentation hydrique.

TABLEAU 3

Comparaison des consommations d'eau dans le profil par des cultures de luzerne et de tournesol irriguées et non irriguées

Culture	Luzerne Σ 3 coupes après irrigation					Tournesol				
Traitement	Irrigué (I)		Non irrigué (S)		I/S	Irrigué (I)		Non irrigué (S)		I/S
	mm consommés	p. 100 du total	mm consommés	p. 100 du total		mm consommés	p. 100 du total	mm consommés	p. 100 du total	
Profondeur										
0-30	203,7	42,5	115,4	31,6	1,77	214	63,2	86,1	37,3	2,5
30-60	121,9	25,5	57,8	15,8	2,10	107,3	31,5	33	14,2	3,2
60-100	125,6	26,3	45,0	12,3	2,8	18,1	5,3	80,8	35	0,15
100-160	26,4	5,5	72,6	19,9	0,36	—		30,9	13,4	—
160-220	—	—	74,5	20,4						
Total	477,7		365							

Cette consommation préférentielle en surface a comme conséquence des flux d'eau 2 à 3 fois plus importants dans les horizons superficiels des cultures irriguées que dans ceux des cultures sèches.

Un ordre de grandeur des vitesses de circulation de l'eau à une distance quelconque de la racine a pu être estimé à partir des quantités d'eau fournies par unité de volume de sol (ΔHv), ramenées au volume de la couronne considérée (fig. 1). Ce dernier volume est obtenu en retranchant du volume total exploitable par la racine $\left(\frac{\pi e^2 l}{4}\right)$ celui compris entre la racine et la distance d intéressée $\left(\frac{\pi d^2 l}{4}\right)$ ainsi que celui occupé par la racine elle même $\pi r^2 l$, ce qui donne : volume de la couronne

$$Vc = \frac{\pi e^2 l}{4} - \left(\frac{\pi d^2 l}{4} + \pi r^2 l\right)$$

r : rayon de la racine.

La quantité d'eau « Q » fournie par cette couronne,

$$Q = \Delta Hv . Vc,$$

est d'autant plus faible qu'on s'éloigne de la racine.

TABLEAU 4

Eau consommée entre deux dates par une culture de tournesol irriguée, en relation avec la surface des racines à différentes profondeurs

Profondeur (cm)	Teneur en eau		Eau consommée (ml/dm³)	Surface racine (cm²)	Distance moyenne (cm)	Eau consommée par cm² de racine (ml)
	4/8	9/8				
40-60	30,0	24,0	60	13	3,50	4,6
60-80	31,4	27,3	41	10,2	3,65	4,0
80-100	27,5	25,5	20	9,2	3,35	2,1

TABLEAU 5

Vitesse moyenne de déplacement de l'eau (mm/j) *dans différentes sections efficaces de terre plus ou moins éloignées de la racine*

(tournesol irrigué, mesures d'humidité réalisées à 5 jours d'intervalle, teneur en eau voisine de 20 p. 100 de terre sèche, consommation journalière 53 m³/ha)

Profondeur des horizons (cm)	Distance de la racine						
	1 mm	2 mm	3 mm	4 mm	5 mm	1 cm	1,8 cm (à 1/2 distance moyenne)
40-60	59	30	20	15	12	6	2
60-80	39	19	13	10	8	4	1,5
80-100	17	9	6	4	3	2	0,5

Cette quantité est ensuite ramenée à l'unité de temps « t » et de section efficace de transit pour l'eau « Se » qui est égale à la surface intérieure de la couronne considérée (πdl) corrigée par le pourcentage des voies occupées par l'eau soit :

$$Se = (\pi dl) \times (\text{p. 100 H}v - \text{p. 100 H}v \text{ pF 4,2})$$

La vitesse de l'eau passant à la distance considérée est alors donnée par l'expression :

$$\text{vitesse de circulation} = \frac{Q}{Se\ t} \text{ (cm par jour)}$$

Pour réaliser ce type de calcul, nous avons dû faire les hypothèses suivantes :

— Nous ne tenons pas compte du gradient d'humidité qui se crée à partir de la racine et considérons donc que la perte d'eau est uniforme sur l'ensemble du volume considéré.

— Nous estimons que la circulation se fait dans toutes les voies occupées par l'eau comprise entre l'humidité du sol et le pF 4,2.

La géométrie cylindrique fait naturellement que le flux hydrique est de moins en moins rapide au fur et à mesure qu'il est plus éloigné de la racine, le débit s'effectuant dans une section de plus en plus large et, comme nous l'avons vu précédemment, il concerne des quantités d'eau décroissantes.

Les tableaux 4 et 5 indiquent quelques exemples des résultats obtenus à partir d'une culture irriguée de tournesol, dans des tranches de sous-sol où la consommation hydrique s'est effectuée progressivement sans atteindre, au cours de la période considérée, des dessiccations trop poussées. Il ne s'agit bien entendu que de valeurs moyennes et indicatives ; elles sont toutefois très supérieures aux conceptions qui paraissent couramment admises dans l'étude des mouvements d'ions (NYE et MARRIOTT, 1969), et nous en discuterons ultérieurement les conséquences relatives à la nutrition minérale.

TABLEAU 6

Schéma de la fourniture d'eau à une culture par un profil de sol
(sol considéré initialement à la CC ; (+) : valeur relative des croix)

Horizon	Conditions du sol	Temps	
		t 1	t 2
Surface	Humidité	élevée	faible
	Distance entre racines	faible	faible
	Résistance à la circulation de l'eau jusqu'aux racines	faible	forte
	Fourniture de l'eau	+++	+
Sous-sol	Humidité	élevée	élevée
	Distance entre racines	forte	forte
	Résistance à la circulation de l'eau jusqu'aux racines	forte	forte
	Fourniture de l'eau	+	++

En ce qui concerne l'alimentation hydrique, deux remarques principales nous paraissent se dégager de ces estimations :

a) Au voisinage immédiat de la racine, la vitesse de déplacement de l'eau est relativement élevée ; les vitesses de cet ordre correspondent habituellement à des gradients d'humidité importants en raison des résistances rencontrées dans le milieu poreux (PUECH 1969).

A humidité identique, ces résistances sont d'autant plus fortes que la distance à parcourir pour atteindre la racine est plus grande ; on comprend ainsi facilement pourquoi l'alimentation s'effectue de préférence dans les horizons de surface, où les déplacements d'eau sont les plus courts en raison d'une exploration racinaire intense (tabl. 3). La fourniture d'eau pour un profil de sol en dessiccation peut ainsi être schématisée comme l'indique le tableau 6.

b) Cependant, cette explication est probablement insuffisante. En effet, le tableau 4 montre que, dans les horizons les plus profonds, les vitesses de déplacement de l'eau diminuent, quoique ces horizons demeurent plus humides et que les distances moyennes entre les racines restent comparables (tabl. 2 et 3). Si l'alimentation hydrique s'y effectue moins facilement, on peut penser que c'est en raison des résistances que rencontrent les flux hydriques au sein même de la racine, selon les processus que nous avons mis en évidence par ailleurs (absorption préférentielle par les zones basales des racines : MAERTENS, 1971).

DISCUSSION ET CONCLUSIONS

On a pu constater que l'irrigation a peu d'influence sur la répartition de l'enracinement dans le profil de sol, mais que, par contre, ce traitement favorise très nettement la consommation de l'eau dans les horizons les plus superficiels (MAERTENS et CABELGUENNE, 1971). A l'inverse, les horizons profonds fournissent peu ou même pas d'eau à la culture et cela, malgré la présence de racines (fig. 2).

Quand les forces de rétention de l'eau sont semblables dans tout le profil, la disponibilité de cette eau dépend donc essentiellement de l'enracinement.

Dans les traitements irrigués, l'eau est consommée préférentiellement là où la colonisation est la plus intense, c'est-à-dire dans les horizons les plus proches de la surface régulièrement réhumidifiée et où les distances de déplacement de l'eau sont les plus faibles (tabl. 1 et 2). Ce phénomène dû à la géométrie du milieu serait renforcé par les possibilités d'absorption de l'eau plus grandes par les parties proximales des racines (MAERTENS, 1971).

Dans les traitements non arrosés, quand les résistances dues à la dessiccation poussée du sol deviennent plus importantes que celles dues aux augmentations des distances de déplacement, la fourniture de l'eau se fait par les horizons plus profonds. Cependant, la participation de ces horizons à la fourniture d'eau est toujours moins importante que celle des horizons plus superficiels. Si on examine un profil hydrique à sa dessiccation maximum, c'est-à-dire quand il ne cède plus d'eau et que les plantes ne consomment plus, on peut constater (fig. 3) que l'intensité du dessèchement est inversement proportionnelle à la profondeur. Si le point de flétrissement permanent

(pF 4,2) peut être largement dépassé vers la surface pour certaines cultures, il n'est jamais atteint en profondeur. Pour le sol nu, la dessiccation est également plus importante en surface ; elle n'atteint cependant pas des profondeurs importantes, et l'allure du profil est très différente de celle rencontrée sous un couvert végétal.

Pour chacune des cultures, il a été possible de caractériser le profil de dessèchement maximum par une droite représentant l'humidité en fonction de la profondeur (fig. 3). Ces régressions sont hautement significatives, ce qui indique que la profondeur, et donc très probablement la répartition de l'enracinement, représente un facteur déterminant. Il semblerait nécessaire de revoir, à la lumière de ces faits, les notions de réserves utilisables et facilement utilisables des sols.

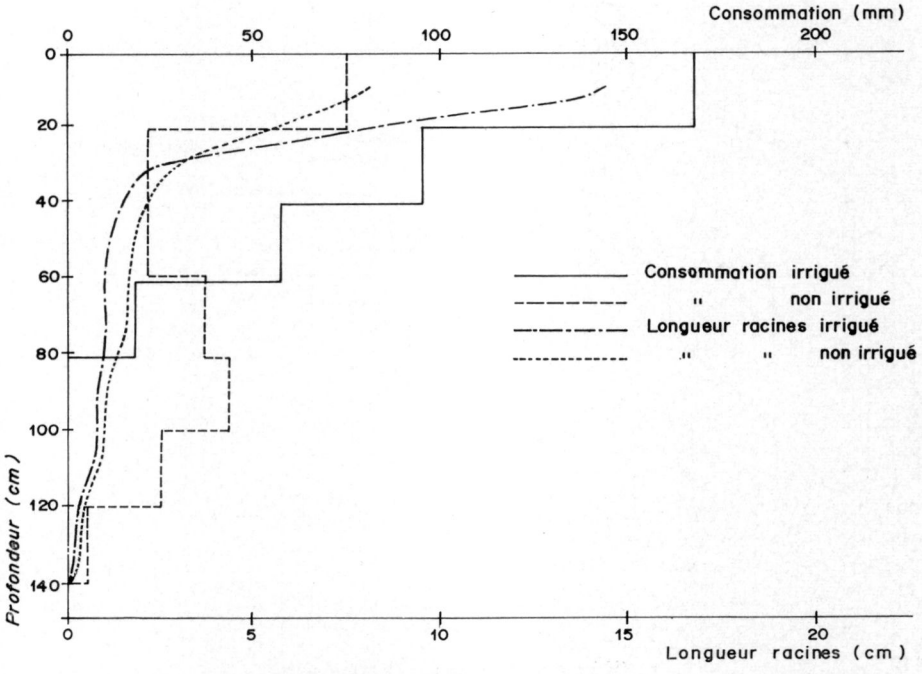


FIG. 2. — *Fourniture d'eau par différentes tranches de sol à une culture de tournesol irriguée et non-irriguée en relation avec la colonisation du sol par les racines* (longueur en m)

Pour conclure, nous pouvons donc constater que le régime hydrique, tel que nous l'avons défini, modifie peu la répartition de l'enracinement dans le profil. Par contre, il influence très fortement les modalités de l'alimentation en eau, qui s'effectue préférentiellement en surface tant que l'état d'humidité du sol le permet. L'influence de la répartition des racines sur la fourniture d'eau s'explique largement par les gradients d'humidité et par conséquent par les mouvements d'eau qu'elles induisent ; la vitesse des flux hydriques est élevée au contact de la racine, et diminue rapidement au fur et à mesure de l'éloignement en raison de la géométrie cylindrique. La résistance qu'oppose le sol à ces flux est cependant suffisante pour que les horizons peu explorés par les racines ne cèdent que difficilement l'eau, du moins dans les textures assez fines que nous avons étudiées. Cette difficulté d'alimentation hydrique en

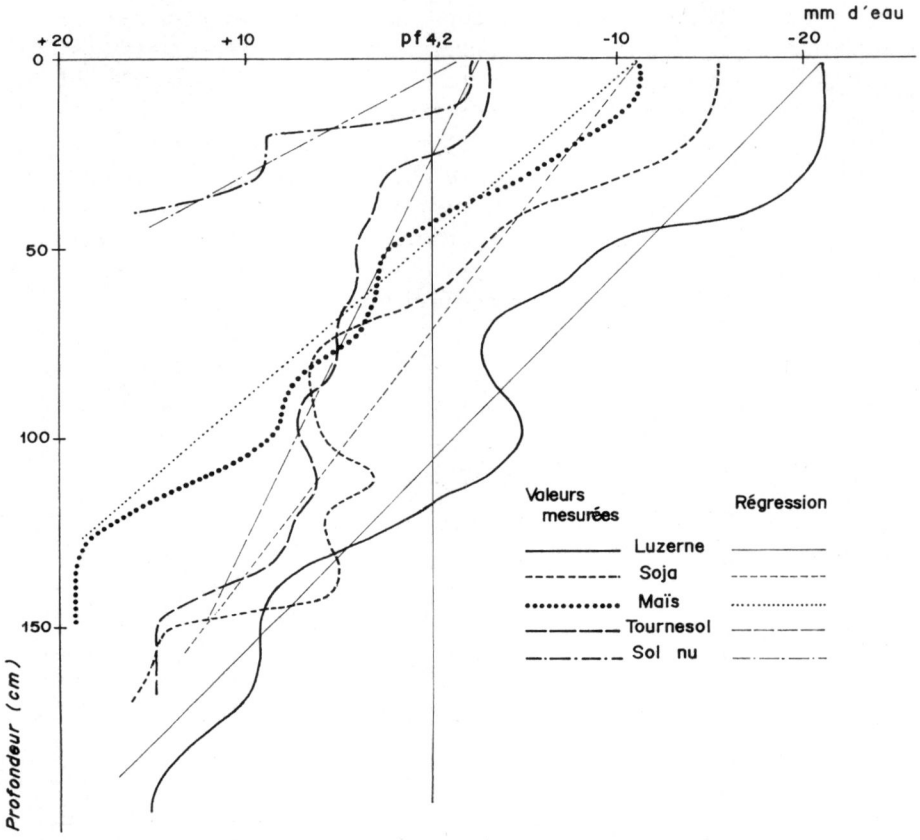


FIG. 3. — *Profils des différences d'humidité par rapport à pF 4,2 aux dessèchements maxima sous divers couverts végétaux*

Régressions :

luzerne	$x = 0{,}210\ y - 21{,}3\ ;\ r = 0{,}971$
soja	$x = 0{,}149\ y - 10{,}76\ ;\ r = 0{,}905$
maïs	$x = 0{,}214\ y - 10{,}4\ ;\ r = 0{,}996$
tournesol	$x = 0{,}086\ y - 1{,}60\ ;\ r = 0{,}926$
sol nu.....	$x = 0{,}400\ y - 2\ ;\ r = 0{,}801$

x : différences d'humidité y : profondeur

sous-sol serait d'ailleurs accrue par les résistances propres à la racine elle-même.

Dans un prochain travail, nous examinerons les répercussions de ces faits à l'égard de la nutrition minérale.

Reçu pour publication en janvier 1974.

SUMMARY

THE INFLUENCE OF DIFFERENT HYDROUS SYSTEMS ON THE ABSORPTION OF WATER AND MINERAL ELEMENTS BY CROPS.

I. — HYDROUS SYSTEMS, ROOT SYSTEMS AND MODALITIES OF WATER SUPPLY

In the soils studied, irrigation has very little effect upon the distribution, in the profile, of the rooting of various crops. Colonization of the horizons rapidly decreases from the surface to the lower layers, with variable modalities according to the plant species.

Supply of water by the soil is closely dependent on root exploration and takes place preferentially at the surface as long as moisture is sufficient. Therefore the supply of water to irrigated crops is carried out essentially in the topsoil and near subsoil, whereas in non-irrigated crops the maximum drying of the soil is a perceptible linear function of the depth.

The causes and consequences of these facts are discussed.

ZUSAMMENFASSUNG

DER EINFLUSS VERSCHIEDENER WASSERHAUSHALTE AUF DIE WASSER- UND NÄHRSTOFFAUFNAHME DER KULTUREN. I. — WASSERHAUSHALTE, DURCHWURZELUNG UND WASSERVERSORGUNG

In den untersuchten Böden ist im Profil nur ein geringer Einfluss der Bewässerung auf die Verteilung der Durchwurzelung verschiedener Kulturen festzustellen. Der Wurzelbesatz nimmt von der Oberfläche gegen die Tiefe rasch ab, mit einer gewissen Variation je nach Pflanzenart.

Die Wasserversorgung der Pflanze durch den Boden hängt sehr stark von der Ausbreitung der Wurzeln ab. Bei genügender Feuchtigkeit erfolgt sie bevorzugt in der obersten Schicht. Ebenso wird bei Bewässerungskulturen der Wasserbedarf vorwiegend aus der Ackerkrume und dem anschliessenden Mittelboden gedeckt, während in unbewässertem Boden die Wasseraufnahme in ziemlich direkter Abhängigkeit zur Bodentiefe steht.

Die Gründe und die Folgerungen aus diesen Tatsachen werden diskutiert.

РЕЗЮМЕ

К. МЭРТЕНС, Р. БЛАНШЕ, Ж. ПЮЭШ

Влияние различных водных режимов на поглощение влаги и минеральных элементов культурами. — I. Водные режимы, корневые системы и формы водного питания растений.

Орошение мало вляет на распределение корней разных культур по профилю изучавшихся почв. По мере удаления от поверхности в глубину, колонизация горизонтов корнями быстро уменьшается, но уменьшение это разное и зависит от растительного вида.

Доставка влаги почвой растению тесно зависит от глубины достигнутой его корнями, и происходит она предпочтительно у поверхности, до тех пор пока влажность остается достаточной. Поэтому водное питание орошаемых культур реализируется главным образом в пахотном слое и близлежащей подпочве, в то время как в культуре неорошаемой максимальное высыхание почвы является почти-что линейной функцией глубины на которой это питание происходит. Обсуждаются причины и последствия этих фактов.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BLANCHET R., BOSC M., MAERTENS C., PUECH J., 1969. Some interactions of cation nutrition and the water supply of plants, in *Transition from extensive to intensive agriculture with fertilizers*. Intern. Potash Institute, Berne, 121-131.

HÉNIN S., GRAS R., MONNIER G., 1969. *Le profil cutural*, 2e édition, 230 p., S. E. I. A. Paris.

MAERTENS C., 1964. Influence des propriétés physiques des sols sur le développement radiculaire et conséquences sur l'alimentation hydrique et azotée des cultures. *Sci. Sol*, **2**.

MAERTENS C., MORIZET J., STUDER R., 1965. Modalités d'utilisation en agronomie d'un humidimètre à ralentissement de neutrons. *Ann. agron.*, **16** (1), 5-23.

MAERTENS C., CABELGUENNE M., 1971. Influence de l'irrigation sur les modalités d'utilisation de l'eau du sol par différentes cultures annuelles et pluri-annuelles. *C. R. Ac. Agric.*, **57**, 926-937.

MAERTENS C., 1971. Étude expérimentale de l'alimentation minérale et hydrique du maïs. Capacité d'absorption des parties basales et apicales du Zea Maïs. *C. R. Acad. Sc.*, **273**, 730-732.

NYE P. H., MARIOTT F. C. H., 1969. A theoretical study of the distribution of substances around roots resulting from simultaneous diffusion and mass-flow. *Plant and Soil*, **30**, 459-472.

PUECH J., 1969. Étude expérimentale de la circulation de l'eau non-saturante de différents sols vers une zone d'absorption. *Ann. agron.*, **20** (3), 245-261.

STENGEL P., MARTY J.-R., BOSC M., BLANCHET R., 1972. Conséquences d'ennoyages temporaires, liés à la microtopographie de sols peu perméables, à l'égard de quelques cultures. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, **58**, 92-100.

Ann. agron., 1974, **25** (4), 587-606.

ÉTUDE DE LA GRANULATION D'UN SOL SABLEUX EN RELATION AVEC LES ESPÈCES FOURRAGÈRES

S. CUADRADO*, A. BLANCO* et BUI HUU TRI†
avec la collaboration technique de R. VELAZQUEZ*

* *Centro de Edafologia y Biologia Aplicada, Salamanca (Espagne)*
Station d'Agronomie, Centre national de Recherches agronomiques, I. N. R. A., 78000 Versailles

RÉSUMÉ

Il apparaît qu'au sein de la catégorie de terres dites « granulaires légères » qui, d'après les hypothèses émises par TRI et MONNIER (1973), se granulent par agrégation, certaines classes de texture, sablo-argileuses notamment, le font plutôt par fissuration. La terre étudiée ayant une structure cohérente au départ, ceci implique que la granulation par l'un ou l'autre de ces processus s'effectue suivant que l'état structural initial est monoparticulaire ou continu.

Il a été également montré que l'initiation, le développement et la finesse de la granulation de cette terre sont essentiellement liés à la densité racinaire qui varie d'ailleurs significativement en fonction des espèces fourragères étudiées. D'autre part, l'efficacité de ces dernières dans la formation d'une structure granulaire reste très variable. Ainsi, le ray-grass anglais se montre nettement plus efficace que la luzerne ou le *Phalaris*.

Enfin, on constate à nouveau que la granulation entraîne une augmentation de la porosité totale du sol.

INTRODUCTION

Dans une étude antérieure, l'un de nous (TRI et MONNIER, 1973 *a*) a mis en évidence l'existence de deux groupes de terres dont le comportement à la granulation semble être régi par des mécanismes différents. Les terres appartenant au premier groupe et qualifiées de « granulaires normales » sont caractérisées entre autres par une teneur en argile relativement élevée tandis que les terres du second groupe dites « granulaires légères » ont une texture plutôt sableuse ou limono-sableuse. Les mécanismes généraux qui gouvernent la granulation des terres granulaires normales ont déjà été mis en évidence (TRI, 1968, 1969 ; TRI et MONNIER, 1973 *a* et *b*). En revanche, les phénomènes de granulation des sols légers restent mal connus. C'est dans le but d'obtenir des données qui contribueraient à une meilleure compréhension

de ces phénomènes que le présent travail a été entrepris. Il s'insère dans le cadre d'une coopération entre les laboratoires de Physique du Sol de la Station Centrale d'Agronomie du Centre national de Recherches agronomiques (C. N. R. A.) à Versailles et du Centre d'Édaphologie et de Biologie appliquée du Conseil Supérieur des Investigations Scientifiques à Salamanca (Espagne). Dans ce qui suit, nous nous efforcerons d'analyser les résultats obtenus à partir de mesures échelonnées sur un essai d'une durée totale de 26 mois, comparant 5 espèces fourragères implantées sur un sol léger du Centre d'Édaphologie et de Biologie appliquée de Salamanca. Nous allons d'abord rappeler brièvement les caractéristiques du matériel et les méthodes utilisées. Nous discuterons ensuite les conditions d'apparition et de développement de la granulation en fonction des espèces étudiées ainsi que les conséquences de l'état granulaire sur la porosité du sol. Nous étudierons également les relations qui existent entre la taille des éléments structuraux granulaires et la longueur de racines par unité de volume de sol en place (longueur volumique). Enfin nous tenterons de mettre en évidence les facteurs qui caractérisent la granulation des sols légers pour les distinguer éventuellement de ceux qui déterminent le phénomène dans les terres granulaires normales.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

A. — *Caractérisation du matériel*

1. *Le sol.*

Les caractéristiques principales du sol sur lequel l'essai est établi sont données dans le tableau 1. Sur un triangle de texture, ce sol se classe approximativement dans la catégorie des terres sablo-argileuses.

TABLEAU 1

Caractéristiques physiques et chimiques du milieu
(0-12 cm)

Matière organique (%)	2,74
Argile (%)	16,00
Limon (2-20 µ) (%)	11,00
Sable fin (20-200 µ) (%)	39,00
Sable grossier (200-2 000 µ) (%)	33,00
Densité réelle	2,63
Humidité équivalente (%)	22,8 (couche 0-12 cm)
pH	7,4 à 7,9
Capacité d'échange	14,2 méq/100 g

Le taux de matières organiques est obtenu par oxydation humide selon WAKLEY (1947) ; l'analyse granulométrique est effectuée suivant la méthode internationale à la pipette de Robinson. La densité réelle est déterminée au pycnomètre à eau avec dégazage de l'échantillon et de l'eau, tandis que l'humidité équivalente s'obtient par centrifugation à 1 000 g.

La fraction argileuse est caractérisée par un mélange d'illite, de kaolinite et de montmorillonite dans la proportion de 70 p. 100, 15 p. 100 et 15 p. 100 respectivement. De petites quantités de lépidocrite et d'oxyde de fer amorphe sont également observées.

2. *Le végétal.*

Les espèces fourragères comparées ont été les suivantes :

Phalaris tuberosa
Lolium perenne
Dactylis glomerata
Festuca arondinacea
Medicago sativa (Luzerne Europe FD-100)

Ces diverses espèces ont été semées à la fin d'octobre 1970 dans 5 parcelles expérimentales, de façon à fournir 100 plants/m². Les essais ont duré 26 mois et pendant ce temps, l'humidité du sol a été maintenue entre 50 et 85 p. 100 de l'humidité équivalente par des arrosages par aspersion. L'humidité du sol dans les parcelles a été déterminée chaque jour par la méthode gravimétrique. Ce régime a été adopté dans le but d'assurer des alternances d'humectation et de dessiccation suffisantes pour déclencher puis accentuer le phénomène de granulation (TRI, 1968).

B. — *Méthodes*

Sur chacune des parcelles expérimentales ainsi établies, un monolithe de terre de 10 × 12 × 20 cm a été prélevé au bout de 8, 14, 20 et 26 mois, sur lequel on a effectué le test à l'alcool (avec brûlage des racines — MONNIER et TRI, 1971) et les déterminations de densité racinaire (sauf pour la luzerne) suivant les procotoles déjà décrits ailleurs (TRI et MONNIER, 1973 *a*) et cela sur deux profondeurs (0-6 et 6-12 cm).

Les densités apparentes du sol en place correspondant à chaque époque de prélèvement et à partir desquelles les porosités globales ont été calculées, sont mesurées par la méthode des anneaux. Ces derniers mesurent 8,6 cm de diamètre et 5,3 cm de hauteur.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

I. — ÉTUDE ANALYTIQUE DES CAUSES DE LA GRANULATION

A. — *Apparition et développement de la granulation*

Rappelons qu'un taux cumulé de 30 p. 100 d'éléments structuraux inférieurs à 10 mm (T_{10}) obtenus par le test à l'alcool représente le seuil d'apparition d'un état structural granulaire visible et que les variations de T_{10} entre 30 et 100 p. 100 indiquent le degré de développement de ce dernier (TRI et MONNIER, 1973 *a*). Examinons à présent ces deux aspects en relation avec les espèces choisies et avec le temps aux 2 profondeurs considérées (tabl. 2).

1. *Efficacité des espèces dans la granulation.*

L'examen des éléments de ce tableau montre qu'un état granulaire est réalisé entre 8 et 14 mois et que le degré de granulation varie non seulement suivant les espèces, mais aussi avec le temps. Si l'on effectue un classement par ordre décroissant d'efficacité (notation de 1 à 5), pour chacune des 5 espèces étudiées (tabl. 3), des tendances apparaissent concernant leur efficacité relative à court et à plus long terme. Elles sont également représentées graphiquement sur la figure 1.

TABLEAU 2

Variations de T_{10} (taux cumulé (p. 100) des éléments structuraux < 10 mm) *en fonction du temps et des espèces végétales sur un sol sablo-argileux*

Périodes de prélèvement	Espèces fourragères											
	Témoin nu		*Phalaris tuberosa*		*Lolium perenne*		*Dactylis glomerata*		*Festuca arondinacea*		*Medicago sativa*	
	0-6 cm	6-12	0-6	6-12	0-6	6-12	0-6	6-12	0-6	6-12	0-6	6-12
8 mois			23,9	17,6	25,5	14,5	28,2	27,3	14,7	9,0	16,4	23,5
14 mois			28,6	26,4	55,0	52,2	36,2	—	49,2	34,3	32,2	29,9
20 mois			56,8	50,1	84,1	60,0	51,7	48,1	65,0	43,6	44,0	40,2
26 mois			59,2	42,9	78,5	76,6	62,0	55,1	72,0	73,4	51,9	46,8
	10,3*	10,6*										

* T_{10} moyen de 4 prélèvements effectués aux périodes indiquées.

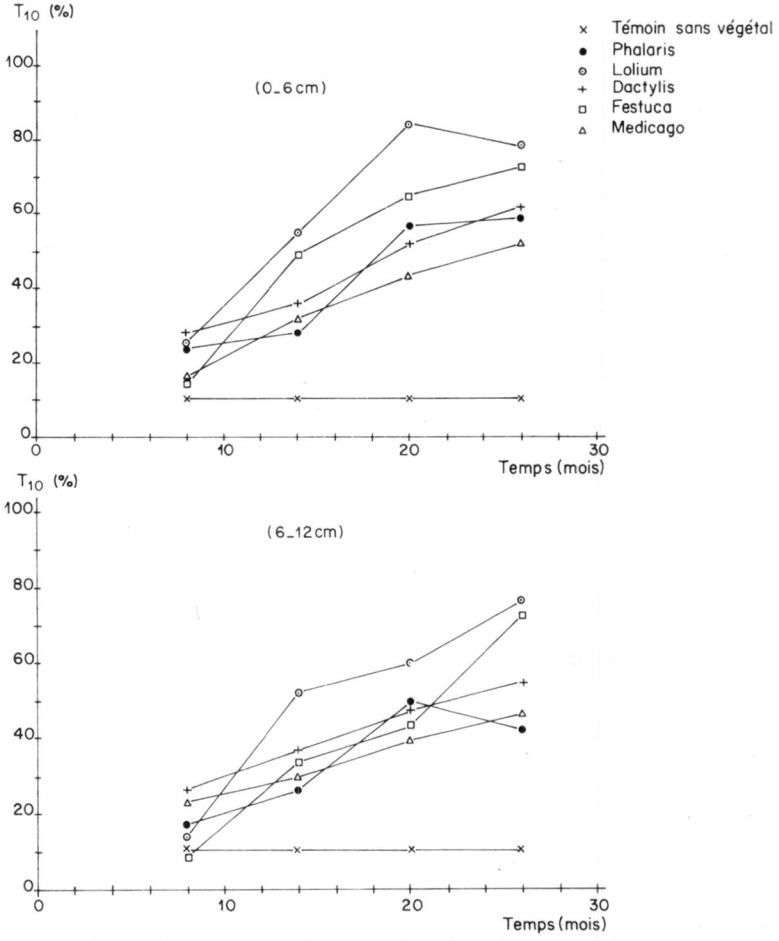


FIG. 1. — *Efficacité de la granulation des différentes espèces fourragères en fonction de la profondeur et du temps*

a) *Classement à court terme.*

Quoiqu'au bout de 8 mois, les T_{10} observés dans tous les cas n'aient pas atteint la valeur de 30 p. 100, il apparaît que, par rapport à l'état continu initial (représenté par $T_{10} \cong$ 10 p. 100 du témoin), il y a eu déjà des changements structuraux notables, et cela, d'une manière plus ou moins intense suivant les espèces. Ainsi, le dactyle se montre le plus efficace, suivi du ray-grass anglais ou de la luzerne selon qu'on est dans la couche 0-6 ou 6-12, ensuite du *Phalaris*, et en tout dernier lieu, de la fétuque. Le comportement opposé du ray-grass et de la luzerne est probablement lié à la différence de leur système d'enracinement.

TABLEAU 3

Classement de l'efficacité de granulation en fonction du temps et des espèces

	Lolium perenne		*Festuca arondinacea*		*Dactylis glomerata*		*Phalaris tuberosa*		*Medicago sativa*	
	0-6 cm	6-12	0-6	6-12	0-6	6-12	0-6	6-12	0-6	6-12
8 mois	2	4	5	5	1	1	3	3	4	2
14 mois	1	1	2	2	3	5	5	4	4	3
20 mois	1	1	2	4	4	3	3	2	5	5
26 mois	1	1	2	2	3	3	4	5	5	4

b) *Classement à plus longue échéance.*

A partir de 14 mois, le ray-grass anglais est incontestablement le plus efficace, suivi de la fétuque, du dactyle, du *Phalaris*, de la luzerne et on peut noter le maintien de ce classement jusqu'à 26 mois. Ces différences d'efficacité peuvent être du simple au double entre la luzerne qui est la moins efficace et le ray-grass anglais qui favorise le plus la granulation de la structure (44,0 p. 100 contre 84,1 p. 100 par exemple au niveau de 20 mois, tableau 2).

c) *Relation entre la densité d'enracinement et le développement de la granulation.*

A l'exception du cas sous luzerne pour laquelle la longueur volumique L_v n'a pas été déterminée, il apparaît que l'efficacité de granulation est plus ou moins directement liée à la densité d'enracinement, et cela, de manière différente suivant les espèces. L'examen de la figure 2 montre la ressemblance des allures des courbes représentant L_v des différentes espèces fourragères et de celles de la figure 1 traduisant l'évolution de T_{10} en fonction du temps.

2. *Étude statistique des relations entre le paramètre T_{10} de la granulation et le système racinaire.*

Les calculs de corrélation entre T_{10} et L_v montrent que la granulation s'effectue dans les 2 couches étudiées dès qu'il y a un minimum de racines implantées. La

liaison assez étroite entre ces 2 facteurs se traduit par les équations de régression suivantes :

$$(0\text{-}6\ \text{cm}) \quad T_{10} = 11{,}75 + 2{,}087\ L_v \quad r = 0{,}874\ 9 \qquad (1)$$

$$(6\text{-}12\ \text{cm}) \quad T_{10} = 7{,}65 + 2{,}085\ L_v \quad r = 0{,}754\ 0 \qquad (2)$$

Il est à noter que, dans les équations ci-dessus, les termes constants sont peu différents des T_{10} moyens des parcelles témoins (tabl. 2) qui indiquent un état structural continu. Ceci suggère, et c'est là un fait nouveau, que la granulation dans ce sol se fait par fragmentation d'une structure cohérente au départ, contrairement à l'hypothèse émise précédemment (TRI et MONNIER, 1973 *b*) qui prévoit plutôt, dans le cas

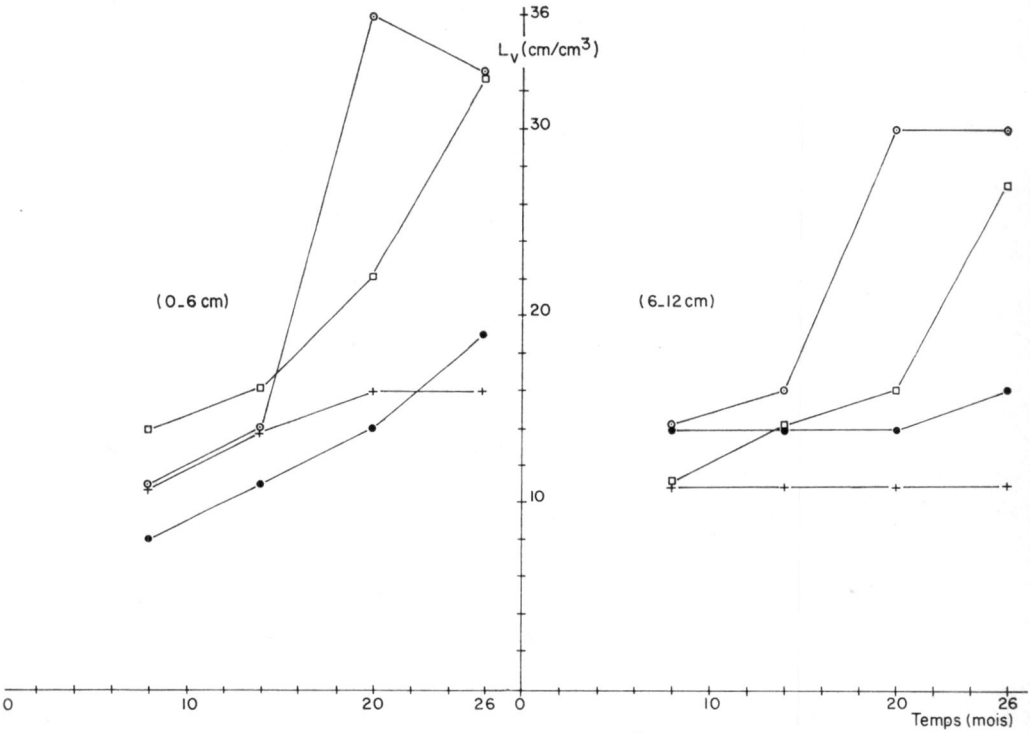


FIG. 2. — *Évolution de la densité volumique des racines des différentes espèces fourragères en fonction du temps*

de textures sableuses, une granulation par agrégation. Cette contradiction est levée si l'on classe les terres jusqu'ici qualifiées de granulaires légères en terres à structure monoparticulaire d'une part, et à structure cohérente d'autre part. D'après les résultats obtenus par ailleurs (TRI, 1969 ; MAERTENS, 1970), il semble que seules les terres appartenant au 1er sous-groupe se granulent par agrégation. En revanche,

les résultats de cette étude suggèrent que la granulation dans le 2e sous-groupe s'effectue par fissuration, comme dans le cas des terres granulaires normales.

Mais la ressemblance s'arrête là lorsqu'on examine les facteurs qui sont à l'origine de cette fissuration. Alors que, dans les terres granulaires, la texture et notamment le rapport A/L apparaissent jouer un rôle essentiel dans ce processus, il n'en est pas de même en ce qui concerne les terres granulaires légères (Tri et Monnier, 1973 *b*). Pour ces dernières, les éléments du tableau 4 montrent qu'il n'y a pas de corrélation significative entre T_{10} et les divers facteurs étudiés, sauf avec L_v, pour laquelle la limite de signification est presque atteinte. Cette tendance se retrouve dans la présente étude où elle devient hautement significative dans les 2 couches considérées si l'on reprend les mêmes données utilisées dans le calcul des équations 1 et 2, mais en ne retenant que celles qui correspondent à un $T_{10} \geqslant 30$ p. 100, de façon à obtenir, dans les mêmes conditions, des équations de régression comparables à celles présentées par Tri et Monnier (1973 *b*). Les équations ainsi obtenues sont :

(0-6 cm) $\quad T_{10} = 31{,}06 + 1{,}408\ L_v \quad$ avec $r = 0{,}884\ 0$

(6-12 cm) $\quad T_{10} = 28{,}37 + 1{,}365\ L_v \quad$ avec $r = 0{,}770\ 7$

Il faut signaler aussi que les terres étudiées par ces auteurs contenaient des taux de matières organiques élevés (pouvant atteindre 14 p. 100 dans un cas) alors que le sol étudié ici n'en contenait que 2,74 p. 100. Il est possible que la présence notable

TABLEAU 4

Nature des corrélations (1) *entre* T_{10} *et les divers facteurs caractéristiques du sol et du système racinaire* (couche 0-6 cm) *des terres granulaires légères et normales*

Variable dépendante	Variable explicative	Granulaires légères		Granulaires normales	
		Coefficient de corrélation	Degré de signification	Coefficient de corrélation	Degré de signification
T_{10}	L_v	0,458 4	limite	0,337 3	NS
	P. 100 Argile	— 0,006 0	NS	0,091 7	NS
	Argile/Limon (2-50 μ)	— 0,170 7	NS	0,385 0	×
	P. 100 Mat. organiques	0,224 0	NS	0,486 3	×
	Capacité d'échange	0,086 5	NS	0,520 8	××
	P. 100 Gonflement potentiel	— 0,119 1	NS	0,156 0	NS
	Indice de stabilité structurale (1/S)	0,229 5	NS	0,515 9	××

(1) Calculs effectués à partir des données de l'enquête de Tri et Monnier (1973 *b*).
× : significatif P = 0,05
×× : significatif P = 0,01
NS : non significatif.

des matières organiques, dont l'influence sur la granulation est hautement significative (TRI et MONNIER, 1973 *b*), masquait en quelque sorte l'effet de L_v sur T_{10} dans l'étude de ces derniers.

Enfin, lorsqu'on examine graphiquement (fig. 3) la relation entre T_{10} et L_v correspondant à chacune des espèces étudiées, on s'aperçoit que, dans la plupart des cas, elle est de forme sigmoïdale et que la granulation semble être beaucoup plus prononcée dans une certaine gamme de valeurs de L_v. D'après la figure 3, cette gamme se situerait entre 11 et 16 cm/cm³.

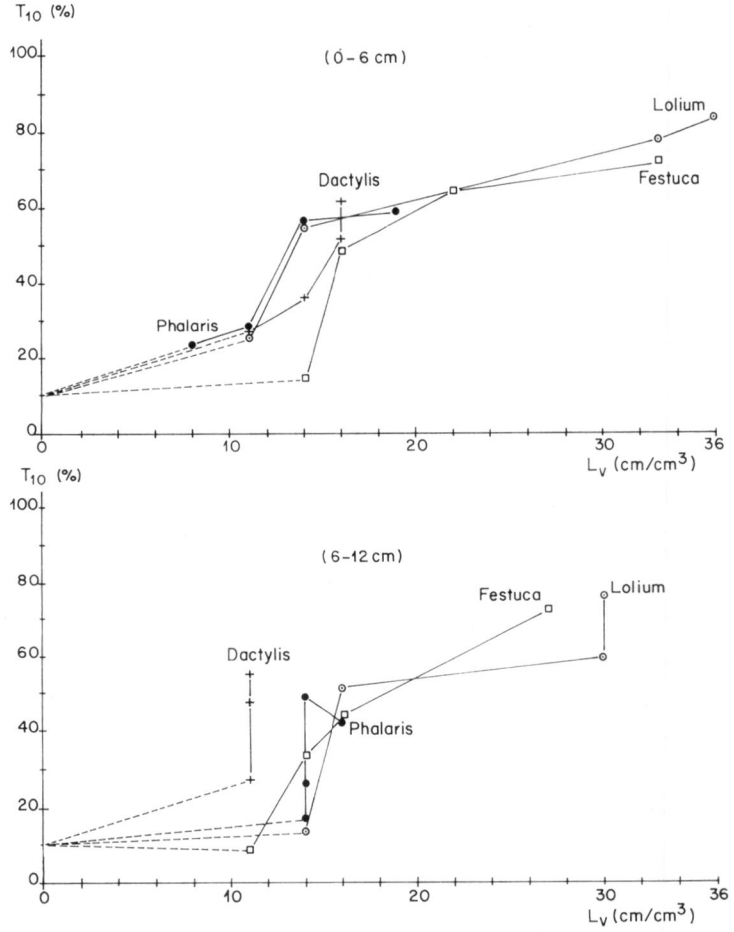


FIG. 3. — *Nature des relations entre le développement de la granulation et la densité volumique des racines*

B. — *Finesse de la granulation*

Elle est définie par la taille moyenne φ_e des éléments structuraux < 10 mm dans la mesure où il est possible de l'évaluer, c'est-à-dire quand la distribution dimensionnelle est normale ou log-normale. Dans le cas présent, les distributions sont log-normales (fig. 4 : distributions linéaires sur graphiques gausso-logarithmiques). Les

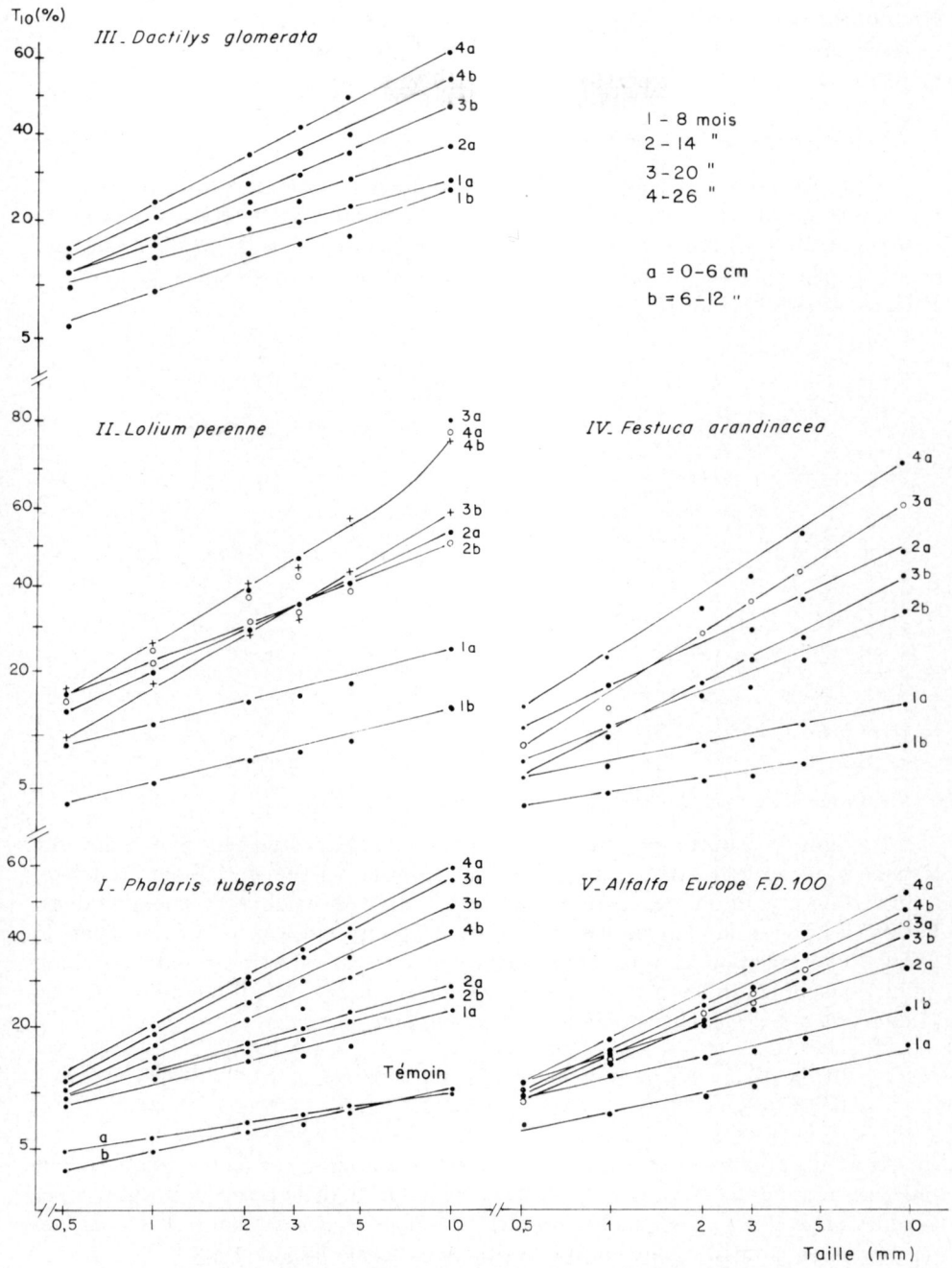


FIG. 4. — *Distributions dimensionnelles des éléments structuraux en fonction du temps, de la profondeur et des espèces fourragères*

tailles étudiées s'échelonnent entre < 0,51 mm et > 10 mm, en passant par 0,51-0,99-2,08-3,17 et 4,5 mm. Dans ces conditions, l'étude de la finesse de la granulation peut être ramenée à une analyse des tailles moyennes, obtenues à partir des points d'intersections entre les droites représentant ces distributions et la droite issue du niveau 50 p. 100 de l'ordonnée et parallèle à l'axe de l'abscisse.

1. *Évolution de la taille moyenne φ_e en fonction des espèces.*

Ainsi observe-t-on, dans tous les cas, un affinement progressif de la structure massive au départ ($\varphi > > > 10$ mm) pour aboutir au bout de 26 mois à des éléments structuraux de 5-10 mm dans le cas du dactyle, du *Phalaris* et de la luzerne d'une part, et à des éléments encore plus fins (3-5 mm), sous Ray-Grass anglais (*Lolium*) et Fétuque (*Festuca*) d'autre part (tabl. 5).

TABLEAU 5

Finesse de la granulation en relation avec les espèces fourragères

	Lolium		*Festuca*		*Dactylis*		*Phalaris*		*Medicago*	
	0-6	6-12	0-6	6-12	0-6	6-12	0-6	6-12	0-6	6-12
8 mois	> > 10		> > 10		> > 10		> > 10		> > 10	
14 mois	5-10	5-10	10	> 10	> 10		> 10		> 10	
20 mois	3-5	5-10	5-10	> 10	> 10		5-10	10	> 10	
26 mois	3-5	3-5	3-5	—	5-10		5-10	> 10	5-10	10

2. *Évolution de φ_e en fonction de la densité racinaire.*

La figure 5 montre que pour l'ensemble des espèces étudiées, sauf la luzerne, la taille φ_e ne varie pas de façon appréciable quand les valeurs de L_v sont au-dessous d'un certain niveau qui peut être fixé à 14 cm/cm³. A partir de cette valeur, la distribution des points fait apparaître une relation inverse entre φ_e et L_v. En effet, les calculs de corrélation indiquent que l'affinement de φ_e est étroitement lié à L_v et qu'un ajustement hyberbolique des coordonnées traduit le mieux cette relation. Il donne lieu à des équations de régression suivantes :

$$(0\text{-}6\ \text{cm}) \quad \log \varphi_e = 2{,}092\,6 - 1{,}004\,1 \log L_v \qquad r = -0{,}889\,8$$
$$(6\text{-}12\ \text{cm}) \quad \log \varphi_e = 2{,}150\,9 - 0{,}991\,1 \log L_v \qquad r = -0{,}921\,2$$

La structure granulaire étant définie comme composée d'éléments structuraux de taille ne dépassant pas 10 mm, c'est la raison pour laquelle toutes les tailles φ plus grandes ou égales à 10 mm sont considérées comme égales à 10 mm. Les équations de régression ci-dessus peuvent être écrites sous forme hyperbolique :

$$\varphi_e = 123{,}9\ L_v^{-1{,}004\,1}$$
$$\varphi_e = 141{,}9\ L_v^{-0{,}991\,1}$$

On constate d'une part, une bonne concordance entre les courbes représentant ces équations (fig. 5) et les points expérimentaux. Si, d'autre part, on examine les équations de ces courbes en relation avec celles représentant les hypothèses de division cubique ou sphérique (TRI et MONNIER, 1973 *b*), à savoir qu'une unité de volume de sol à structure continue au départ serait divisé par les racines en éléments structuraux plus petits de forme cubique ou sphérique dont la taille φ varie en fonction de L_v suivant les équations :

$$\varphi_t = 17{,}3\ L_v^{-0{,}5} \qquad \text{(division cubique)}$$

et

$$\varphi_s = 21{,}5\ L_v^{-0{,}5} \qquad \text{(division sphérique)}$$

il apparaît que les variations de φ_e ne suivent pas ici ces schémas théoriques de division. Ceci est en accord avec les observations déjà faites par TRI et MONNIER (1973 *b*).

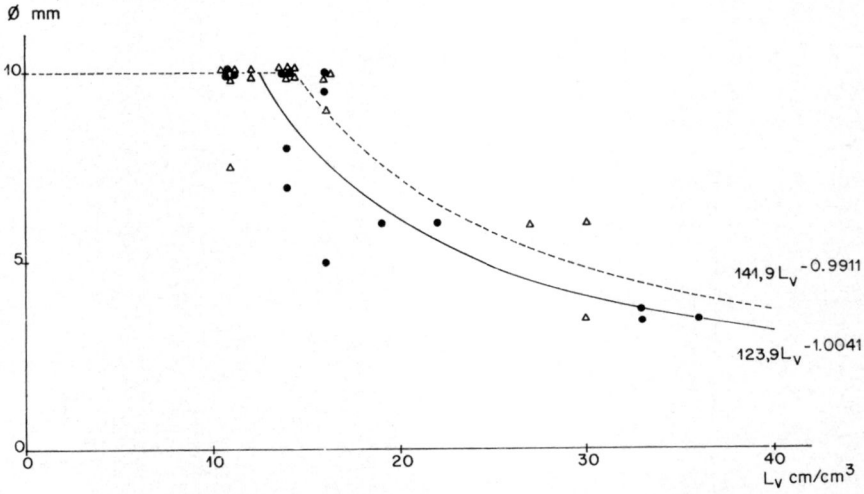


FIG. 5. — *Relation entre la taille moyenne φ des éléments structuraux et la longueur volumique L_v des racines dans les 2 couches de sol étudiées*

Points expérimentaux

● couche 0-6 cm
△ couche 6-12 cm

3. *Étude comparative des variations de φ_e.*

Rappelons que le schéma de division cubique par exemple est représenté sous forme linéaire par l'équation

$$\log \varphi_t = 1{,}238\ 0 - 0{,}5 \log L_v$$

Note

φ_e = taille moyenne d'une distribution dimensionnelle log-normale d'éléments structuraux obtenus dans les conditions de l'expérience qui fait l'objet de ce mémoire.

φ_t = taille moyenne théorique des éléments cubiques supposés issus de la fragmentation d'une unité de volume de terre par une longueur volumique donnée de racines suivant un simple schéma de division cubique (TRI et MONNIER, 1973 *b*).

φ_s = taille moyenne théorique obtenue dans les mêmes conditions que pour φ_t, mais en assimilant les éléments cubiques à des sphères de volume équivalent.

φ_n = taille moyenne d'une distribution dimensionnelle log-normale d'éléments structuraux obtenus dans l'enquête de TRI et MONNIER (1973 *b*), à partir des terres dites « granulaires normales ».

φ_l = comme φ_n mais à partir des terres dites « granulaires légères ».

Le degré de concordance avec ce schéma théorique peut être déterminé en étudiant, dans la couche de 0-6 cm pour fixer les idées, les valeurs expérimentales de φ, que nous désignons par φ_e par rapport aux valeurs de φ_t calculées à partir de l'équation ci-dessus, quand L_v varie de 10 à 50 cm/cm³. Ces variations relatives sont traduites par l'équation de régression :

$$\varphi_e = 3{,}29\ \varphi_t - 6{,}02 \qquad \text{avec } r = 0{,}994\ 3$$

Le coefficient de corrélation très élevé indique que les variations vont parfaitement dans le même sens. En revanche, les termes de l'équation montrent que ces variations sont loin d'être du même ordre de grandeur (fig. 6) (droite 1).

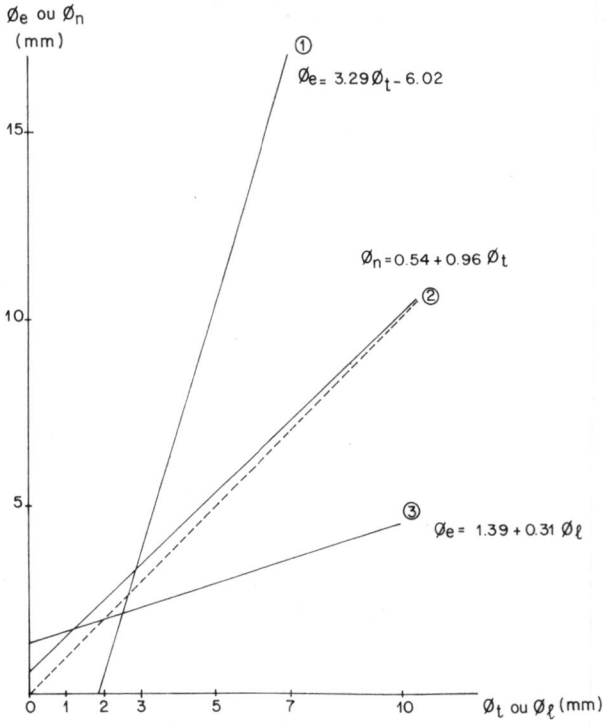


FIG. 6

1. *Corrélation entre les* φ_e (sol sablo-argileux) *et* φ_t (division cubique)
2. *Corrélation entre les* φ_n (granulaires normales) *et* φ_t (division cubique)
3. *Corrélation entre les* φ_e (sol sablo-argileux) *et* φ_l (granulaires légères)

la première bissectrice représente la corrélation parfaite

A titre de comparaison, la corrélation entre les variations de la taille moyenne φ_n ($\log \varphi_n = 1{,}184\ 1 - 0{,}425\ 0 \log L_v$) des terres granulaires normales (TRI et MONNIER, 1973 *b*) et les φ_t théoriques est également calculée pour une gamme de L_v de 10 à 100 cm/cm³. On obtient la relation :

$$\varphi_n = 0{,}54 + 0{,}96\ \varphi_t \qquad \text{avec } r = 0{,}999\ 6$$

Elle traduit une concordance quasi parfaite à tous points de vue (fig. 6, droite 2).

Par ailleurs, l'examen des droites 1 et 2 (fig. 6) montre que l'action des racines dans les sols légers est beaucoup moins efficace que dans les terres granulaires normales lorsque les valeurs de L_v sont à un niveau relativement faible, par exemple au-dessous de 30 cm/cm³ dans le cas présent. En revanche, l'effet des racines peut se traduire par un affinement beaucoup plus accentué que prévu théoriquement quand les valeurs de L_v sont élevées.

Enfin, lorsqu'on compare les valeurs expérimentales des tailles φ_e obtenues dans cette étude avec les valeurs des tailles φ_l des terres granulaires légères étudiées par TRI et MONNIER (1973) et reliées à L_v par $\log \varphi_l = 3{,}115\,0 - 1{,}554\,0 \log L_v$, on obtient l'équation $\varphi_e = 1{,}39 + 0{,}31\,\varphi_l$ ($r = 0{,}990\,3$) qui indique que les variations de φ_e ne sont pas exactement de même ampleur que celles de φ_l.

Pour une valeur donnée de L_v, les valeurs de φ_e sont systématiquement plus faibles que celles de φ_l (fig. 6, droite 3).

Les taux des matières organiques dans les terres granulaires légères étant relativement élevés et leur action sur φ_l significative (TRI et MONNIER, 1973 *b*), il se pourrait que leur présence modifie l'action proprement dite de L_v sur φ_l en comparaison avec φ_e dans le sens que nous venons d'indiquer.

II. — ANALYSE DES CONSÉQUENCES DE LA GRANULATION

Relation entre la porosité et l'état granulaire

Comme il a été signalé dans un mémoire antérieur (TRI et MONNIER, 1973 *a*), la granulation s'accompagne d'une augmentation sensible de la porosité totale du sol. Le tableau 6 ainsi que la figure 7 montrent que cette augmentation varie suivant les espèces, et pour chaque espèce, en fonction du temps.

TABLEAU 6

Variations de porosité totale (p. 100) *en fonction des espèces fourragères et de leur temps d'implantation*

Périodes de prélèvement	Espèces fourragères											
	Témoin nu		*Phalaris tuberosa*		*Lolium perenne*		*Dactylis glomerata*		*Festuca arondinacea*		*Medicago sativa*	
	0-6 cm	6-12	0-6	6-12	0-6	6-12	0-6	6-12	0-6	6-12	0-6	6-12
8 mois	40,68	39,92	44,87	40,68	44,49	40,68	41,06	42,97	45,63	43,35	44,11	40,68
14 mois	40,30	40,30	46,77	46,01	44,87	41,06	44,11	44,86	46,77	43,73	45,63	43,73
20 mois	41,83	42,21	47,91	46,39	49,43	48,29	46,77	45,27	50,57	46,39	46,39	46,01
26 mois	42,21	42,21	48,29	46,39	50,57	48,67	48,29	47,15	50,95	49,05	46,77	46,39

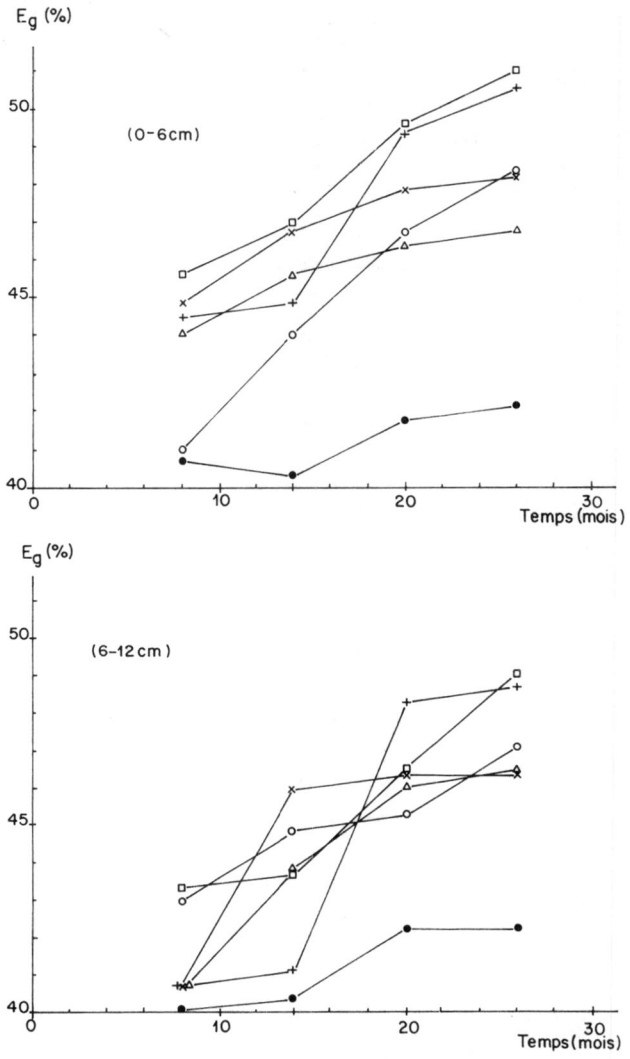


FIG. 7. — *Variations de la porosité totale du sol E_g en fonction du temps et des espèces fourragères*

Par ailleurs, il apparaît que les variations de porosité sont dans la plupart des cas liées à T_{10} et à L_v (fig. 8 et 9). Les équations de régression obtenues en considérant toutes les espèces ensemble indiquent qu'à une porosité voisine de celle du témoin (tabl. 6) vient s'ajouter une porosité proportionnelle à T_{10} ou (et) à L_v, avec des coefficients sensiblement les mêmes dans les 2 couches 0-6 et 6-12 cm :

1. *Porosité totale E_g et longueur volumique L_v des racines.*

(0-6 cm) $E_g = 42{,}19 + 0{,}261\,5\ L_v$ $r = 0{,}824\,3$
(6-12 cm) $E_g = 40{,}90 + 0{,}252\,3\ L_v$ $r = 0{,}664\,3$

2. *Porosité totale E_g et taux d'éléments < 10 mm (T_{10}).*

(0-6 cm) $E_g = 41{,}39 + 0{,}111\,1\ (T_{10})$ $r = 0{,}835\,5$
(6-12 cm) $E_g = 40{,}47 + 0{,}108\,5\ (T_{10})$ $r = 0{,}790\,4$

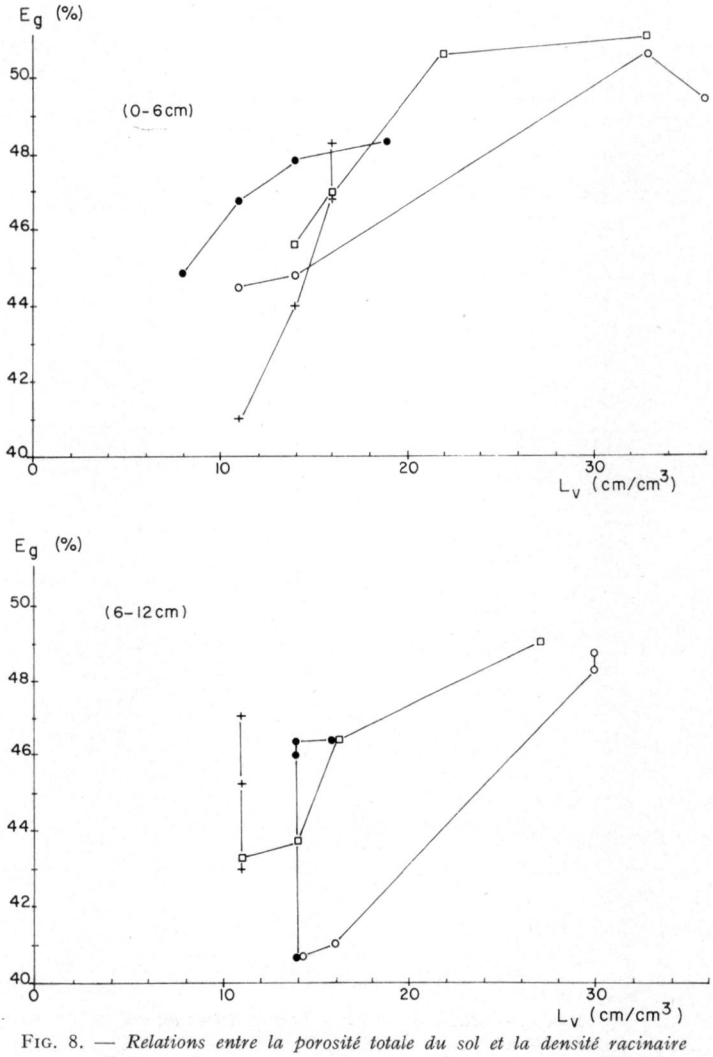


FIG. 8. — *Relations entre la porosité totale du sol et la densité racinaire*

□ Festuca
○ Lolium
● Phalaris
+ Dactylis

3. *Porosité totale E_g, T_{10} et L_v.*

Les relations entre E_g et T_{10} ou L_v sont plus étroites si l'on prend simultanément en compte l'action de ces dernières. Ce qui est montré par les coefficients de corrélation des équations de régression multiples suivantes :

(0-6 cm) $E_g = 41{,}43 + 0{,}126\,2\,L_v + 0{,}064\,8\,(T_{10})$ $R = 0{,}857\,2$

(6-12 cm) $E_g = 40{,}20 + 0{,}060\,1\,L_v + 0{,}092\,1\,(T_{10})$ $R = 0{,}797\,1$

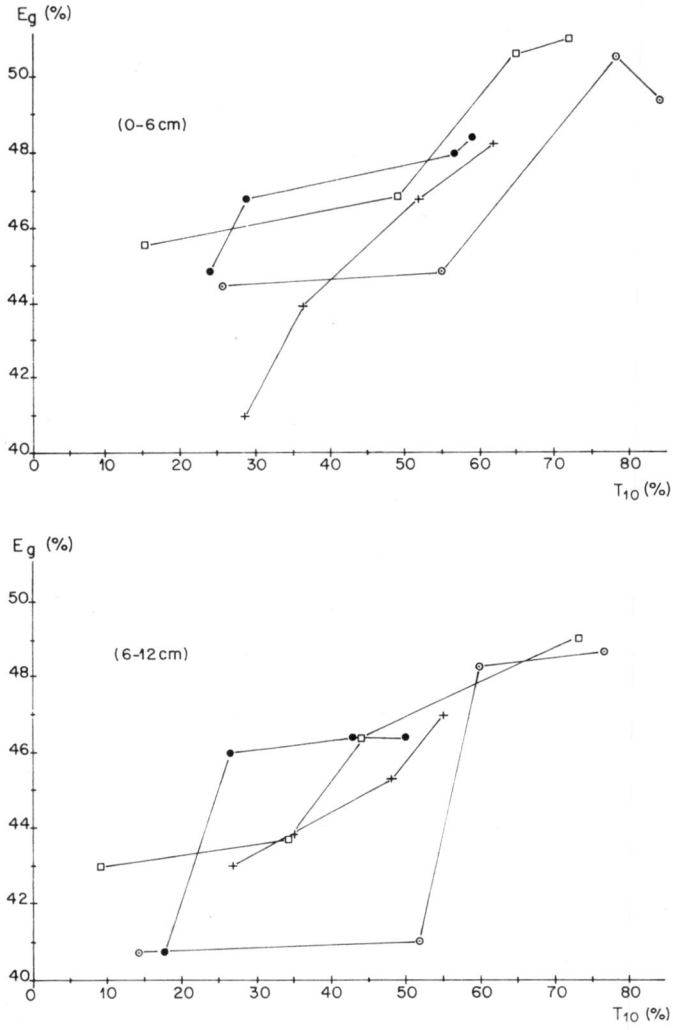


FIG. 9. — *Relations entre la porosité totale du sol et le degré de développement de la granulation*

□ Festuca
⊙ Lolium
\+ Dactylis
● Phalaris

A partir de ces équations, examinons à présent les augmentations moyenne et maximale de la porosité en fonction de L_v et T_{10} dans les conditions de l'expérience.

a) *Augmentations moyennes de porosité.*

Dans la couche 0-6 cm, les valeurs moyennes de L_v et T_{10} sont 16,94 et 47,11 p. 100 respectivement. La valeur moyenne correspondante de E_g est 46,62. Si l'on considère 41,43 (terme constant de la première équation), comme la valeur moyenne de la porosité totale des parcelles témoins, l'augmentation de la porosité est 46,62 — 41,43 = 5,19 p. 100. Pour la couche 6-12 cm, les valeurs moyennes de L_v, T_{10} et E_g étant 15,56, 40,11 et 44,83 et le terme constant 40,20, on obtient une augmentation moyenne de 4,63 p. 100 de porosité.

b) *Augmentation maximale de porosité.*

Dans les conditions de l'expérience, les valeurs maximales de L_v et T_{10} étant 36 et 84 dans la couche 0-6, et 30 et 76,6 dans la couche 6-12, les valeurs maximales correspondantes de E_g sont donc respectivement 51,41 p. 100 et 49,05 p. 100. Les valeurs moyennes de la porosité totale des témoins étant toujours 41,43 et 40,20, les augmentations maximales de porosité susceptibles d'être obtenues sont donc de 9,98 p. 100 et 8,85 p. 100.

4. *Porosité totale et régime hydrique.*

Il convient de rappeler que les conditions de l'expérience favorisent l'augmentation de la porosité. C'est ainsi que l'échantillon témoin n'ayant pas porté de végétaux, s'il conserve la porosité de 40 p. 100 pendant les 14 premiers mois, évolue légèrement par la suite et présente en fin de l'expérience une porosité de 42 p. 100 environ (tabl. 6). En termes absolus, on assiste donc à une augmentation de 1,53 p. 100 et 2,1 p. 100 de porosité, dans les 2 couches 0-6 et 6-12 cm respectivement.

CONCLUSIONS

Cette étude a permis de dégager un certain nombre de données quant à la granulation des terres de type sablo-argileux.

En premier lieu, le système racinaire apparaît comme un facteur déterminant et précis, tout au long du processus de granulation. On observe ainsi son intervention au niveau de l'initiation et du développement aussi bien qu'au niveau de la finesse de la granulation, alors que son action n'intervient quantitativement qu'à ce niveau, dans les terres granulaires normales. Rappelons que, pour ces dernières, le développement de la granulation est plutôt liée à la texture du sol, en particulier, au rapport A/L.

En deuxième lieu, on constate que la granulation, dans le type de sol étudié, s'effectue par fissuration et affinement progressif d'une structure continue au départ. Les travaux de FIÈS (1971) indiquent que les granulométries comparables à celle du sol étudié sont susceptibles de former des structures cohérentes et qu'elles peuvent de plus manifester certains comportements argileux. Ainsi, contrairement à l'hypothèse que nous avions émise par ailleurs (TRI et MONNIER, 1973), il est probable que les terres granulaires légères de type sablo- (grossier) argileux se granulent par fissuration comme les terres granulaires normales, et que, seules, les terres de composition monoparticulaire se granuleront par agrégation. De plus, il apparaît, et c'est là

un autre fait nouveau, que pour les terres granulaires légères de type sablo-argileux, l'initiation et le développement de la granulation sont directement liés à la densité d'enracinement. Ainsi que nous l'avons vu précédemment, la relation entre le développement de la granulation (T_{10}) et la longueur volumique (L_v) des racines prend une allure sigmoïdale, et suggère que la granulation débute à partir d'un seuil qui se situerait autour de $L_v = 10$ cm/cm³, s'accentue en fonction de L_v et plafonne plus ou moins au-delà de $L_v = 16$ cm/cm³.

En ce qui concerne la taille des éléments structuraux, la notion de seuil, déjà émise (TRI et MONNIER, 1973 *b*), reste valable. Il apparaît ainsi que la densité racinaire doive atteindre une certaine valeur pour que l'action des racines sur les éléments structuraux commence à avoir des effets notables. D'après les résultats déjà acquis, on pourrait être tenté de situer cette valeur entre 15 et 20 cm/cm³ quel que soit le type de terres argileuses ou sableuses rencontrées, susceptibles de présenter une structure granulaire.

Cette étude a par ailleurs permis de mettre en évidence l'action des différentes espèces fourragères sur l'initiation et le développement de la granulation. Pour une espèce donnée, cette action se traduit par une efficacité de granulation soit à court ou à long terme, soit en surface ou en profondeur (et cela également en fonction du temps). Ainsi, le dactyle se montre-t-il particulièrement efficace sitôt après son implantation alors qu'à plus longue échéance, le Ray-Grass anglais voit son efficacité dépasser celle de toutes les autres espèces. D'autre part, pendant une période relativement courte qui suit leur implantation, l'action de la luzerne et du Ray-Grass anglais par exemple diffère suivant la profondeur : elle apparaît plus efficace dans la couche 6-12 cm que dans la couche 0-6 cm pour la luzerne, et vice versa pour le Ray Grass. Cet aspect peut s'avérer particulièrement utile à noter lorsqu'on veut effectuer par exemple des changements rapides de structure en surface ou en profondeur. Enfin, on constate à nouveau que la granulation entraîne une augmentation significative de la porosité totale. Et comme cela a été signalé précédemment (TRI et MONNIER, 1973 *a*), cette augmentation doit se répercuter essentiellement au niveau de la porosité structurale et ne peut manquer d'influencer favorablement la circulation de l'air et de l'eau.

Reçu pour publication en décembre 1973.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Mme Dr. L. PRAT pour les déterminations chimiques, Mme Dr. M. SANCHEZ-CAMAZANO pour les déterminations physico-chimiques, M. Dr. J. M. GOMEZ pour l'installation des prairies et MM. les Dr. G. MONNIER et R. BÉTRÉMIEUX pour leur étude critique du mémoire.

SUMMARY

STUDY OF GRANULATION OF A SANDY SOIL IN RELATION TO THE FORAGE SPECIES

It appears that within the soils called « light granular » (TRI and MONNIER, 1973) a sandy loam or sandy clay loam forms a granular structure by fissuration rather than by aggregation. The soil studied having a cohesive structure at the start, this implies that granulation byeither of

the above processes depends on whether the initial state of the soil is continuous or fragmentary.

It was also shown that the initiation, the degree of development of the granular structure as well as the relative size of the structural elements formed are essentially related to the root densities. These, on the other hand, vary significantly with the forage species studied. As a result, their relative efficiency in the formation of a granular structure differs markedly. Thus *Lolium* appears to be much more effective than *Medicago* or *Phalaris*.

It was again noted that a granular state is accompanied by an increase in the total porosity of the soil.

ZUSAMMENFASSUNG

UNTERSUCHUNG DER GRANULATION EINES SANDBODENS IN VERBINDUNG MIT FUTTERPFLANZEN

Es stellt sich heraus, dass innerhalb der Kategorie der sogenannten leichten granularen Erden, die nach den Annahmen von Tri und Monnier (1973) durch Aggregation granulieren, bei gewissen Texturklassen, vor allem der Sand-Ton-Klasse, eher eine Rissbildung auftritt. Die untersuchte Erde hatte ursprünglich eine koherente Struktur, das heisst dass die Granulation durch den einen oder anderen Vorgang davon abhängt, ob der Anfangsstrukturzustand monopartikulär oder einheitlich ist.

Es wurde auch gezeigt, dass die Einleitung, die Entwicklung und die Granulationsfeinheit dieser Erde vor allem von der Wurzeldichte abhängen, die übrigens bei den verschiedenen untersuchten Futterpflanzenarten sehr verschieden ist. Andererseits ist auch die Auswirkung letzterer bei der Bildung von Granularstrukturen sehr verschieden. So ist der Einfluss des englischen Ray Grass viel stärker als der des Klees oder des Phalaris.

Schliesslich wird nuerlich festgestellt, dass die Granulation zu einer Erhöhung der Gesamtporosität des Bodens führt.

РЕЗЮМЕ

С. КУАДРАДО, А. БЛАНКО, БЮИ-ХЬЮУ-ТРИ

Изучение грануляции песчаной почвы в зависимости от кормовых культур.

Отмечается что в категории так называемых «гранулированных легких » почв, которые по гипотезе Три и Моннье (1973) гранулируются с помощью агрегации, сущестует особый класс почв песчано-глинистого механического состава, гранулирующихся скорее с помощью растрескивания.

Ввиду начальной сплоченности изучаемой почвы, грануляция с помощью того, или другого процесса, протекает в зависимости от моночастичности или непрерывности исходного состояния структуры.

Доказывается, кроме того, что начало, развитие и тонкость грануляции этой почвы связаны главным образом с корневой плотностью, показательно изменяющейся в зависимости от изучаемых видов кормовых растений. С другой стророны, эффективность действия этих видов на создание гранулированной структуры тоже очень изменчива. Так например, роль английского рай-грасса более эффективна в этом случае, чем роль люцерны, или канареечника.

И, наконец, отмечается снова, что грануляция приводит к увеличению общей порозности почв.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BUI HUU TRI, 1968. Dynamique de la granulation sous prairie. *Ann. agron.*, **19**, 4, 415-439.

BUI HUU TRI, 1969. *Dynamique de la granulation sous prairie.* Thèse Doct. ès Sci., Paris.

BUI HUU TRI, MONNIER G., 1973. Étude quantitative de la granulation des sols sous prairies de graminées. *a*) I. Paramètres définissant la structure granulaire et leur relation avec la porosité du sol. *Ann. agron.*, **24**, 4, 401-424. *b*) II. Les paramètres de granulation en relation avec la constitution physique du sol et le système racinaire. *Ann. agron.*, **24**, 6, 651-677.

FIÈS J.-C., 1971. Recherche d'une interprétation texturale de la porosité des sols. *Ann. agron.*, **22**, 6, 655-685.

MAERTENS C., 1970. *Influence des conditions de milieu sur l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par les systèmes radiculaires de quelques graminées cultivées.* Thèse Doct. Ing., Toulouse.

MONNIER G., BUI HUU TRI, 1971. Une méthode d'évaluation de la taille des éléments structuraux du sol. *Bull. Ass. Franç. Étude du Sol*, **2**, 17-27.

Ann. agron., 1974, **25** (4), 607-632.

L'ANALYSE DE TERRE : RÉALISATION D'UN PROGRAMME D'INTERPRÉTATION AUTOMATIQUE

J.-C. RÉMY et A. MARIN-LAFLÈCHE
avec la collaboration technique de D. XEUXET [1]

Station agronomique de l'Aisne, I. N. R. A.,
02011 Laon

RÉSUMÉ

L'interprétation des analyses de terre suppose une démarche logique qui consiste à comparer les résultats à une échelle de référence, à poser un diagnostic et enfin, à proposer un conseil ou remède.

Chacun des aspects a été analysé et programmé en prenant en compte aussi bien les résultats analytiques que le système de culture. L'établissement de bilans prévisionnels permet d'aboutir à des recommandations chiffrées tenant compte des exportations par les cultures, de la richesse du sol et des risques de fixation ou de lessivage.

Le caractère prospectif de l'interprétation requiert la participation de l'agriculteur à un document objectif devant le renseigner et l'aider à prendre ses décisions.

INTRODUCTION

L'analyse de terre est apparue dès les premiers progrès de la Chimie analytique. Cependant, les premiers chimistes demeurèrent perplexes devant l'abondance des éléments contenus dans le sol en regard des quantités effectivement retrouvées dans les plantes. BOUSSINGAUT (1864) ressent déjà la nécessité de déterminer la fraction facilement utilisable de ces réserves dont l'ordre de grandeur est plus proche des quantités prélevées par les plantes.

GAIN (1918) précise déjà le rôle du « bulletin » d'analyse de terre ainsi que les précautions à prendre lors des prélèvements. En cas de faible teneur, les recommandations restent prudentes puisqu'il s'agit seulement « d'expérimenter » les engrais. L'extraction des principes nutritifs est faite à l'aide de réactifs dilués souvent acides.

[1] Station de Biométrie de Champenoux, I. N. R. A., 54370 Einville.

Les terres sont alors classées suivant les teneurs avec une appréciation sur la fertilité.

Cependant, l'analyse de terre n'est guère utilisée que dans les organismes de recherches. Malgré les travaux de GAROLA, BRIOUX et JORET, la pratique systématique des analyses à la demande des agriculteurs n'est vraiment apparue qu'après 1945. Cet essor est essentiellement dû aux progrès des techniques analytiques permettant l'analyse en série avec une réduction des prix de revient.

L'automatisation est apparue ensuite vers 1960, mais toujours sur le plan analytique. L'accroissement des cadences d'analyses et de la fiabilité des résultats permet aujourd'hui d'envisager une généralisation de l'utilisation de l'analyse de sol pour la production agricole.

Si les sujétions de l'analyse tendaient à disparaître, celles de l'interprétation devenaient en comparaison, de plus en plus lourdes.

L'utilisation de calculateurs est peu à peu intervenue pour aider l'agronome chargé d'interpréter les analyses. Quelques exemples existent actuellement, avec des degrés de perfectionnement divers, depuis le simple bulletin chiffré jusqu'au diagnostic de fertilité très complet (laboratoire d'Oosterbeek aux Pays bas).

Nous avons voulu dans notre travail éviter au maximum les contraintes « machine » pour essayer de « simuler » le plus fidèlement possible le cheminement de la pensée de l'agronome dans son acte d'interprétation.

OBJECTIFS

L'analyse de terre est un des moyens pour l'agriculteur de faire le point sur l'état de fertilité de ses terres. Il désire être renseigné sur les insuffisances pour les corriger, ou sur les excès pour, éventuellement, réaliser des économies.

Si l'on peut reconnaître que sur le plan chimique les recommandations tendent à être acceptables, il n'en est pas de même pour les aspects physiques et mécaniques où le bon sens de l'agriculteur prime encore souvent sur l'appréciation sommaire que l'on a pu formuler.

Pour être efficace, l'analyse de terre doit réunir un certain nombre de qualités essentielles :

L'analyse de terre doit être *comprise*. Dans la mesure du possible, il faut se rapprocher du langage et des connaissances générales de l'interlocuteur. Un descriptif sommaire accompagnant les bulletins d'analyse est parfois fort utile à leur compréhension.

L'analyse de terre doit être *crédible*. Pour avoir des chances d'être appliquée, les recommandations portées sur le bulletin d'analyse ne doivent pas trop s'éloigner de la pratique traditionnelle. Il serait même parfois nécessaire de tenir compte de la technicité de l'agriculteur.

L'analyse de terre doit être *concrète*. Les conseils qualitatifs ont souvent moins d'impact que l'ensemble des « recettes » chiffrées, données comme modèle. Il faut cependant noter que l'agriculteur reste libre de ses décisions qu'il doit adapter aux exigences de son entreprise.

Nous avons été confrontés à deux problèmes :

— le souci de personnaliser l'analyse par un commentaire particulier ;
— le souci de systématiser le raisonnement par commodité et en vue de permettre la mécanisation.

MÉTHODES ET TECHNIQUES

A. — *Prélèvement de terre*

Pour la constitution d'un échantillon moyen, deux techniques s'opposaient :

— considérant la parcelle comme un tout indivisible, les points de prélèvements sont pris au hasard par souci de représentativité ;
— bien que la parcelle soit traitée de manière uniforme par l'agriculteur, les points de prélèvements sont choisis dans des zones apparemment homogènes.

Nous avons choisi la seconde solution car elle évite de masquer dans une moyenne des écarts parfois très grands.

Le nombre de points de prélèvements par échantillons est en relation avec la précision. Dans le tableau 1, nous avons réuni les éléments obtenus dans un champ d'essai établi en sol crayeux. La dispersion due au prélèvement est largement supérieure à la dispersion des méthodes analytiques.

TABLEAU I

Dispersion des résultats d'analyse dans une zone apparemment homogène
(échantillons constitués de 3 carottes)

	Dispersion (C.V. p. 100)	
	Analyse	Globale
Carbone	1,6	5,6
pH	0,6	0,6
Calcaire	1,9	7,2
P_2O_5	1,5	13,5
K_2O	1,8	11,7
MgO	1,6	14,8

Si l'on admet par exemple un coefficient de 15 p. 100 par carotte, chiffre moyen pour les éléments dits assimilables, on voit qu'il faut mélanger 9 carottes pour atteindre une dispersion de 5 p. 100. Dans le modèle d'interprétation choisi, cet écart conduit à des recommandations annuelles ne variant que de 4 à 10 kg d'élément fertilisant. Cette précision est donc tout à fait satisfaisante dans le cas de recommandation de fertilisation.

En cas d'expertise, il est évident que la précision nécessaire doit être plus élevée, car on doit prendre en compte, non la valeur absolue, mais sa variation.

B. — *Questionnaire*

Il est difficile, voire impossible d'interpréter une analyse de terre en l'absence de questionnaire correctement rempli. Afin d'éviter d'importuner les agriculteurs par des questionnaires longs et fastidieux, nous nous sommes limités volontairement aux aspects suivants :

— assolement de l'exploitation ou partie d'exploitation afin de déduire une rotation probable exprimée en termes de fréquence des cultures sur chaque parcelle. L'expérience montre que les questionnaires portant directement sur la rotation apportent des réponses très déviées par rapport à la réalité ;

— régime des restitutions des résidus végétaux. Cet aspect revêt une importance particulière dans la réalisation des bilans ;

— caractérisation sommaire de l'environnement des parcelles. En cas de zone possédant une carte des sols à grande échelle, la localisation permet de caractériser la nature physique du sol.

Le questionnaire (annexe, planche 1*a* et 1*b*) permet de recueillir les informations concernant dix parcelles.

C. — *Méthodes analytiques*

— Analyse granulométrique : sédimentation et densimétrie en-dessous de 50 microns, tamisage au-dessus ;
— Calcaire : calcimètre Bernard ;
— pH eau : rapport terre/eau = 1/2,5 ;
— Carbone : Attaque sulfochromique et colorimétrie de Cr^{3+} à 625 nm ;
— Azote : Attaque Kjehldal et colorimétrie selon la réaction de Berthelot ;
— P_2O_5 assimilable : Méthode Dyer, ou Joret-Hébert pour les sols contenant plus de 3 p. 100 de calcaire ;
— K_2O et MgO échangeables : Agitation dans une solution CH_3COONH_4 N, neutre, rapport terre/solution = 1/20 ;
— Bore : 5 minutes d'ébullition dans une solution $CaCl_2$ M/100, rapport terre/solution = 1/2 ;
— Mn, Zn, Cu : Agitation dans une solution CH_3COONH_4 N, EDTA M/100, neutre, rapport terre/solution = 1/10.

Si les dosages ne posent en général que peu de problèmes, le choix des réactifs d'extraction est difficile ainsi qu'en témoignent l'abondance et la diversité dans ce domaine. L'universalité d'un réactif d'extraction serait une qualité primordiale et pour l'analyse et pour l'interprétation. Elle n'existe pratiquement pas. Nous pensons cependant qu'il est souvent préférable d'avoir un nombre limité de réactifs en interprétant les modifications de comportement selon les conditions de sol, plutôt que de multiplier les méthodes selon les terroirs, ce qui conduirait à une dispersion de l'information et compromettrait toute tentative de synthèse.

La fidélité des dosages doit évidemment être suffisante pour ne pas aggraver la dispersion naturelle de l'échantillon. L'analyse doit être raisonnablement de 3 à 5 fois plus précise que la dispersion de l'échantillon moyen.

D. — *Méthode d'interprétation*

En prenant en considération de nombreux facteurs non seulement analytiques mais également culturaux, il nous est apparu possible d'appliquer un raisonnement général, nécessaire à l'automatisation tout en diversifiant les commentaires pour personnaliser les résultats.

La programmation a été réalisée en Fortran IV sur Ordinateur IBM 1130 8K à disques.

a) *Les documents d'entrée.*

Les documents nécessaires à l'interprétation ont été regroupés en 4 parties :

— l'identification du sujet et des parcelles avec une localisation chiffrée par les coordonnées kilométriques Lambert, en vue des traitements ultérieurs ;

— la lecture de la carte des sols de l'Aisne. Celle-ci permet d'éviter la caractérisation physique du sol, en apportant des indications encore plus complètes notamment sur le sous-sol. La classification et les symboles utilisés sont ceux établis par JAMAGNE (1967). Ils figurent en annexe (planche 2). Sans être absolument indispensable, une carte des sols à grande échelle (> 1/25 000) apporte un complément sérieux d'information dont l'utilisation n'est encore que partielle ;

— la saisie des données de laboratoire concernant l'horizon cultivé. La prise en compte des horizons inférieurs n'est généralement pas faite, car on estime *a priori* que la richesse du sous-sol est à l'image de celle du sol à un coefficient de réduction près. Dans la pratique, ceci se vérifie dans les sols profonds mis en valeur de longue date. Les sols superficiels présentent un comportement différent du fait d'un enracinement limité (BLANCHET, 1973) ;

— le résumé du système de culture, c'est-à-dire :

- la proportion respective des différentes cultures,
- le niveau de production atteint,
- le régime de restitution des résidus de récolte.

L'ensemble des documents d'entrée est donc matérialisé par 4 cartes perforées (annexe, planche 3) qui peuvent être édifiées séparément pour n'être regroupées qu'au moment de l'interprétation.

b) *Le document de sortie.*

Il comporte (annexe, planche 4) :

— un rappel de l'identification ;
— une transcription en clair du type de sol d'après le symbole de phase ;
— une édition des résultats d'analyse assortis d'un diagnostic ;
— l'établissement d'un bilan humique prévisionnel ;
— l'établissement des besoins en éléments fertilisants.
— un ensemble de conseils qualitatifs exprimés sous forme de périphrases.

Le document de sortie doit être clair et facile à lire. L'expérience montre que l'on doit toujours situer le cas étudié dans l'ensemble d'un système de référence.

Contrairement à ce qui a été réalisé, il semble qu'il soit préférable d'indiquer séparément les fertilisations normales d'une part et les corrections de fumure d'autre part, de façon à bien faire prendre conscience de la manière dont le problème a été posé.

Enfin, il est bon de rappeler les conclusions essentielles qui figurent ici sous la rubrique « Recommandations particulières » (p. 613).

c) *La démarche de l'interprétation.*

D'une façon générale, la succession des opérations comporte toujours 3 phases :

— le classement ;
— le diagnostic ;
— le conseil ou remède.

α. *Le classement*

Il consiste simplement à comparer la mesure ou l'indice à une échelle de référence, cette échelle pouvant être *fixe* ou *paramétrée* si elle doit être modifiée en fonction des conditions de sol ou de culture.

Le classement peut être :

— *Non hiérarchisé*, s'il concerne des variables discrètes. Chaque classe peut être assortie de propriétés qui lui sont propres.
— *Hiérarchisé*, lorsqu'il s'adresse à des variables continues ou indices.

β. *Le diagnostic*

Après avoir situé le cas étudié, il convient de porter un jugement de valeur compréhensible par l'utilisateur. Il est souvent important de souligner l'écart qui sépare la situation actuelle de la situation souhaitable. Il mesure en quelque sorte l'effort que l'agriculteur doit accomplir.

γ. *Le conseil ou remède*

L'analyse de terre doit être un élément de décision dans l'entreprise agricole. Aussi est-il indispensable d'indiquer un ensemble de mesures à prendre en essayant même de dégager un ordre d'urgence.

Le conseil peut être qualitatif lorsqu'il découle d'une propriété associée à une classe, ou quantitatif lorsqu'il concerne l'établissement de bilans de masse pour les éléments nutritifs.

d) *L'établissement des normes.*

La systématisation du travail d'interprétation impose le choix de normes bien arrêtées. Cependant, si la littérature abonde d'expériences isolées par éléments, ou par région naturelle, il est difficile de réaliser une synthèse.

Par ailleurs, il est toujours dangereux d'utiliser des normes hors de la région dans laquelle

elles ont été établies en raison des différences de sols, de climats, de système de culture. Loin de constituer un obstacle insurmontable, il appartient aux organismes de recherches locaux d'expliquer rationnellement ces différences de comportement.

α. *Choix du nombre de classes.*

Les différents systèmes utilisés peuvent aller (rapport OECE, 1956) de 3 à 9 classes. Si les informations dont nous disposons ne permettent parfois de ne constituer que 3 classes bien tranchées, nous avons voulu choisir un nombre de classes (7) suffisamment grand pour :

— diversifier suffisamment le commentaire ;
— éviter un saut qualitatif brutal lors d'un « franchissement de limite ».

7 : Très élevé
6 : Élevé
5 : Bien pourvu : Absence certaine de réponse aux engrais
4 : Satisfaisant : Réponse possible dans certains cas
3 : Un peu faible : Réponse probable aux apports
2 : Faible : Apparition occasionnelle des symptômes de carence
1 : Très faible : Carence caractérisée : symptômes visibles

β. *Choix de l'étendue des classes.*

Les classes retenues peuvent être :

— égales ;
— d'étendue croissante. Nous avons retenu ce principe pour les oligo-éléments car les teneurs rencontrées sont faibles et distribuées selon les lois dissymétriques.

γ. *Établissement des limites*

Les limites sont surtout définies par l'étude des courbes de réponse.

En raison des variations annuelles et des exigences variées des cultures, nous avons choisi de retenir pour critère, les conditions les plus exigentes assurant ainsi une certaine « polyvalence » du sol en agriculture intensive.

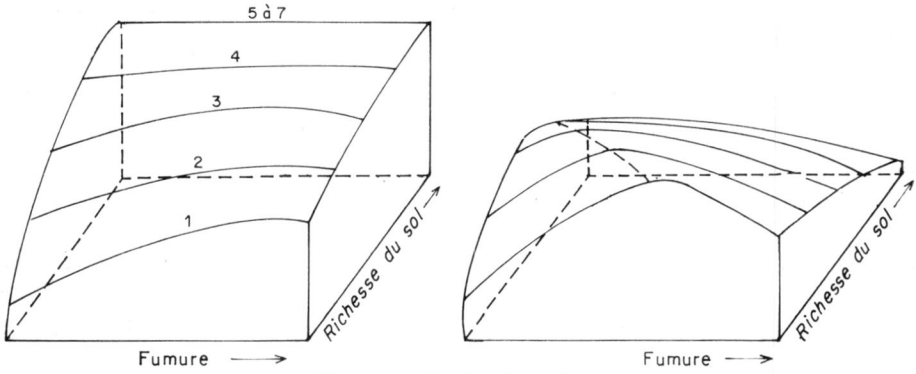


FIG 1. — *Courbes de rendement*

a : sans zone de toxicité *b* : avec zone dépressive

Le nombre de références disponibles ne permet généralement pas d'élaborer un modèle complet. Il est donc nécessaire de faire des hypothèses simplificatrices.

On peut distinguer deux cas :

— celui des courbes de réponse sans zone dépressive (fig. 1*a*). Les phénomènes de toxicité n'existant pas, les agriculteurs ont tendance à surévaluer leurs fumures par souci de sécurité. Il convient de limiter ces fumures élevées lorsque l'on atteint les zones de non réponse.

— celui des courbes à zone de toxicité (fig. 1*b*). Dans ce cas, les apports doivent être effectués avec le plus de précision possible pour éviter à la fois la carence et la toxicité. Ainsi les apports de bore doivent être suffisants pour limiter les risques de maladie du cœur sur la betterave mais suffisamment modérés pour éviter toute gêne pour le maïs.

e) *Recommandations particulières.*

Celles-ci étant situées dans des fichiers, leur figuration sur le bulletin constitue une alternative tout ou rien. La proposition est jugée vraie ou fausse après examen d'un ensemble de propriétés liées entre elles par les conjonctions « et » et « ou ».

Exemple : La proposition « fractionner les apports d'azote » ne vaut que pour les plantes autres que légumineuses, dans des sols à faible minéralisation ou à forts risques de lessivage.

A : Type de plante { 0 : Légumineuses ; 1 : Autres }

B : Minéralisation { 0 : Normale ; 1 : Faible }

C : Lessivage { 0 : Modéré ; 1 : Élevé }

L'expression Booléenne correspondante est :

$$A \cdot (B + C) = X$$

(· : et ; + : ou)

Si X vaut 0, pas de commentaire ;
Si X vaut 1, « Fractionner les apports d'azote ».

En résumé, un programme d'interprétation d'analyse de terre doit présenter les qualités suivantes :

— être modulaire afin de pouvoir facilement être révisé au fur et à mesure du progrès de nos connaissances ;
— être fiable en présentant suffisamment de généralité pour envisager de nombreux cas et surtout en comprenant des « verrous de sécurité » destinés soit à dépister l'erreur, soit à éluder les cas où l'information est incomplète ou incohérente ;
— présenter les conclusions ou les calculs avec un degré de précision compatible avec celui des informations recueillies au préalable ;
— être suffisamment complet pour pouvoir personnaliser chaque cas.

DISCUSSION

Sans vouloir être exhaustif, nous examinerons quelques-uns des aspects de l'interprétation en insistant surtout sur les choix qui ont été faits pour résoudre le plus simplement possible chaque question. Un organigramme simplifié (annexe, planche 5*a*) permet de voir l'ordre dans lequel les problèmes ont été traités.

A. — *Aspects physiques du sol*

a) *Époque favorable de labour.*

Des essais sur plusieurs années ont montré sur betterave (Rémy, 1969) que l'époque de labour devait être d'autant plus avancée que le sol était plus riche en argile :

Teneur en argile (‰)	*Époque de labour*
> 250	Impérativement avant l'hiver
175 à 250	De préférence avant l'hiver
140 à 175	Assez indifférente
< 140	De préférence au printemps

Ce classement est établi surtout d'après la cohésion des sols. Les labours d'hiver sont justifiés par la nécessaire action du gel pour la division des mottes tandis que les labours de printemps évitent le tassement par les pluies d'hiver.

b) *Susceptibilité du sol au tassement.*

Un sol peut présenter une porosité limite minimale correspondant à l'arrangement le plus serré possible. Cette porosité peut être très différente selon la texture du sol. CAQUOT et KERISEL (1956) considèrent une loi de distribution de la taille des particules correspondant à une porosité nulle.

Nous avons admis que plus la ressemblance entre cette granulométrie et celle du sol étudié était grande, plus forte était la sensibilité au tassement (RÉMY, 1972). Notons toutefois le caractère partiel de cette affirmation, car l'importance de l'énergie nécessaire au tassement n'est pas prise en compte.

c) *Stabilité de structure et battance.*

Ne disposant que rarement de test complet de stabilité de structure, une estimation des risques de battance est obtenue en considérant le rapport :

$$R\ (^1) = \frac{1{,}5\ L_f + 0{,}75\ L_g}{A + 10\ MO} \qquad (1)$$

où l'on a considéré que les limons fins (L_f) avaient une action dispersante deux fois plus forte que les limons grossiers (L_g) alors que la matière organique (MO) a une action stabilisante sensiblement égale à 10 fois celle de l'argile (A).

> 2	très battant
1,8 à 2	battant
1,6 à 1,8	assez battant
1,4 à 1,6	peu battant
< 1,4	non battant

d) *Plasticité.*

L'indice de plasticité (IP) au sens d'Atterberg est estimé par une équation de prévision (RÉMY, 1971) :

$$IP = 50 \log \frac{A}{100} - 10 \log \frac{MO}{1{,}5} \qquad (2)$$

Les sols sont ensuite classés selon l'échelle de plasticité suivante :

(1) Cet indice est en bon accord avec le test de stabilité de HÉNIN (1958) :
$$\text{Log } 10\ Is = 0{,}53\ R + 0{,}59 \qquad (r = 0{,}77\ ;\ n = 40)$$

< 5	très peu plastique
5 à 12,5	peu plastique
12,5 à 25	assez plastique
25 à 40	fortement plastique
> 40	très fortement plastique

B. — *Dynamique de l'humus*

a) *Établissement du bilan humique.*

Bien que la notion de rendement en humus des matières organiques soit difficile à cerner avec précision, nous avons néanmoins retenu ce principe :

Apports moyens.

$$A = \sum_i f_i \, (O_i + F_i \alpha_i) \, R_i + FU_i \, / \sum f_i \qquad (3)$$

i : culture ;
f_i : proportion de cette culture dans l'assolement ;
O_i : restitutions obligatoires (ex : racines) ;
F_i : restitutions facultatives (ex : pailles) ;
α_i : proportion restituée (de 0 à 1) ;
R_i : rendement ;
FU_i : fumiers.

Nous avons également considéré que les quantités de matières sèches résiduelles à l'hectare restaient proportionnelles aux rendements. C'est sans doute la règle pour les rendements faibles et moyens alors qu'il existe des exceptions pour les rendements élevés. Ainsi la quantité de paille peut rester moyenne quand le rendement est élevé. Il en est de même pour les feuilles de betterave où l'on arrive même à déceler une relation inverse au-delà de 5 000 kg de matière sèche par hectare (HÉBERT *et al.*, 1968).

Pertes annuelles.

Les études de dégradation de la matière organique au cours du temps conduisent à définir un coefficient K_2 de décomposition annuelle de matière organique. Pour éviter d'utiliser un grand nombre de coefficients K_2 cités dans la littérature, nous avons préféré utiliser une expression empirique tenant compte du taux d'argile et de calcaire, et approchant au mieux (tabl. 2) les valeurs usuelles (HÉBERT, 1957 ; JACQUIN, 1963 ; MOREL, 1968) :

$$K_2 = \frac{1\,200}{(A + 200)\,(C + 200)} \qquad (4)$$

Notons que cette formule (4) ne prend pas en compte les sols tourbeux et les sols à humus du type « Mor » dont on connaît mal la dynamique de décomposition. Ils représentent toutefois une minorité dans les sols agricoles.

b) *Estimation des teneurs souhaitables en matière organique.*

Nous avons admis que la matière organique, pour être efficace, devait être en quantité suffisante pour s'associer aux colloïdes du sol et également pour contrebalancer l'action stabilisante du calcaire. Par ailleurs, pour les sols pauvres en colloïdes

argileux, nous avons proposé une substitution possible pour conserver au sol un pouvoir absorbant suffisant. Les limites de classes retenues sont résumées dans la figure 2.

TABLEAU 2

Valeurs de K_2 selon (4)

Calcaire (C) (‰)	Argile (A) (‰)		
	50	150	300
0	.024	.017	.102
50	.019	.014	.010
150	.014	.010	.007
400	.008	.006	.004

c) *Éléments d'une politique de la matière organique du sol.*

Compte tenu du bilan actuel de l'humus, de la teneur actuelle en matière organique et de la teneur souhaitable, il est possible de définir une politique de restitution que l'on compare à celle suivie.

Ainsi, si l'on admet la loi exponentielle de variation de l'humus, il advient :

$$\Delta A = \frac{4\,000\ K_2\ (TS - TA)}{1 - e^{-\theta K_2}} - BH$$

ΔA : variation souhaitable des apports ;
K_2 : taux annuel de destruction ;
TS : taux de matière organique souhaitable ;
TA : taux de matière organique actuel ;
θ : délai prévu pour atteindre TS ;
BH : bilan humique actuel calculé d'après les restitutions annoncées par l'agriculteur.

L'effet de la matière organique sur le plan structure du sol peut schématiquement se résumer ainsi :

— une action à long terme due essentiellement à la matière organique stabilisée,
— une action à court terme provenant de la décomposition des matières organiques fraîches. On sait que cette influence est brève mais importante (MONNIER, 1965).

A taux de matière organique égal, le comportement du sol dépendra donc du régime de restitution en matières organiques fraîches : en cas de restitution importante pour un sol en cours d'enrichissement, il est logique de retenir un objectif moins élevé que lorsque l'on se trouve dans la situation inverse.

En conséquence, nous avons choisi comme objectif :

— pour les sols ayant un taux de matière organique trop faible, un délai de 25 ans (une génération) pour atteindre la classe « satisfaisante » ;

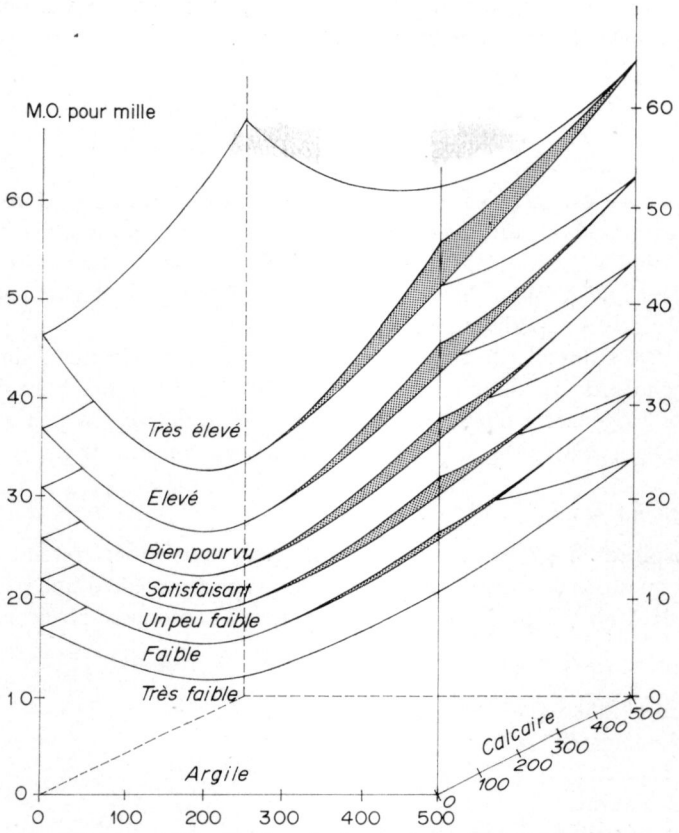


FIG 2. — *Classification des teneurs en matière organique*

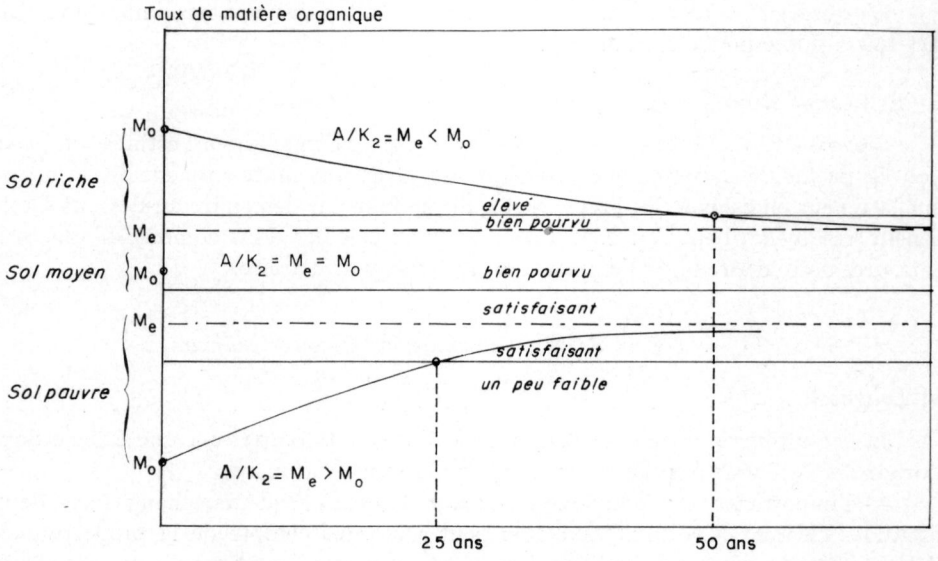


FIG. 3. — *Entretien humique*

— pour les sols très riches en matière organique, au moins 50 ans pour descendre au niveau de la classe convenablement pourvue.

La figure 3 résume les éléments de cette politique.

C. — *État calcique*

Le pH du sol est le reflet de l'état calcique dans le sol. Le pH recherché peut être celui correspondant aux exigences des plantes. Une luzerne exige un pH voisin de 7,5 alors qu'une prairie permanente se comporte encore fort bien à un pH de 6. Pour des raisons de stabilité de structure, on peut également être amené à conseiller un pH élevé parfois supérieur à 7.

Comme il est difficile de tenir compte de toutes ces exigences, simultanément, nous avons choisi de ne retenir que le pH le plus élevé compte tenu des exigences « sol » et des exigences « plante ». Les inconvénients de pH un peu trop élevés se corrigent facilement à l'aide de la fertilisation majeure ou mineure.

a) *Estimation du besoin en chaux.*

En s'inspirant des travaux de JORET (1934), nous avons retenu une solution simple où la quantité de calcaire à apporter est proportionnelle d'une part à l'accroissement de pH désiré, d'autre part à l'importance du complexe absorbant.

$$AMC = 0{,}02\ (PHS - PHA)\ (A + 5\ MO) \qquad (6)$$

AMC : quantité d'amendement calcaire en tonnes ;
PHS : pH souhaité ;
PHA : pH actuel ;
A : taux d'argile en p. 1 000 ;
MO : taux de matières organiques en p. 1 000.

L'utilisation de cette expression permet d'éviter des apports importants sur des sols à faible pouvoir absorbant.

b) *Estimation des réserves.*

Selon les types de sols et de calcaires, les pertes annuelles sont estimées de 300 à 600 kg de CaO/hectare, ce qui représente sur 30 cm une chute annuelle de 0,3 p. 100 sur la teneur en calcaire. Si l'on admet qu'il ne faut pas descendre au-dessous d'une teneur résiduelle d'environ 2 p. 1 000, on peut calculer dans combien d'années il sera nécessaire d'envisager l'emploi d'un amendement calcaire.

D. — *Calcul de la fertilisation en éléments majeurs*

a) *Diagnostic.*

Les résultats de chacun des tests de fertilité sont comparés à une échelle dont l'origine et l'étendue des classes peuvent être modifiées selon :

— l'importance du complexe absorbant. Pour les éléments échangeables, deux attitudes existent (CRAHET, 1968) ; on peut soit tenir compte de la proportion de l'élément sur le complexe, et l'étendue des classes est proportionnelle au complexe ;

soit n'en tenir aucun compte, l'étendue des classes restant alors fixe. Nous avons préféré une situation intermédiaire en prenant des classes proportionnelles à la racine carrée du complexe $(\sqrt{\text{Argile} + 5\ \text{Matières Organiques}})$. Cette prise de position trouve d'ailleurs une justification théorique si l'on admet que le rapport : $K/\sqrt{Ca + Mg}$ (BECKETT, 1964) est une bonne approche du pouvoir alimentaire du sol en potassium, car la somme (Ca + Mg) n'est pas très différente de la capacité d'échange dans la majorité des cas.

— le pH du sol. Dans bien des cas, l'acidité favorise la mobilité des éléments dans le sol, alors que les réactifs d'extraction n'en tiennent que peu compte. Il convient donc de modifier l'échelle en abaissant les seuils des classes. Ainsi, selon JOUIS et LECACHEUX (1960), le seuil de carence en bore est aux environs de 1 p.p.m. à pH 8 alors qu'il n'est que de 0,3 p.p.m. pour des pH inférieurs à 6.

L'ensemble des coefficients nécessaires au calcul des limites de classes figure dans le fichier « Analyses » (annexe, planche 5 *b*).

b) *Établissement des bilans.*

La fumure à apporter résulte de l'expression suivante :

Fumure = Prélèvements + Variation du stock assimilable (celui que l'on détermine par analyse) + Variation du stock non assimilable (phénomènes de fixation ou libération) + Lessivage — Apports dûs aux amendements organiques.

L'estimation des différents postes du bilan n'a pas encore reçu de solution vraiment satisfaisante surtout sous l'aspect scientifique. Néanmoins, dans bien des cas, nous nous sommes aperçus qu'une valeur estimée même grossièrement est préférable à la valeur « zéro » que l'on adopte implicitement si l'on ne tient pas compte du phénomène.

Les prélèvements sont calculés d'après les compositions moyennes des plantes (HEBERT, 1968), en tenant compte des exportations réelles de chaque culture envisagée. Une autre solution plus rationnelle, surtout en terre pauvre, aurait été de prendre en compte les prélèvements totaux de la culture et les restitutions de la culture précédente. Il ne nous a pas été possible de retenir cette solution car elle implique de connaître l'ordre des cultures, hypothèse à laquelle nous avons renoncé au départ.

La variation du stock assimilable est évaluée (fig. 4) selon un processus voisin de celui utilisé pour la matière organique. L'accroissement de ce stock est prévu sur une période de 10 ans alors que l'appauvrissement est calculé sur un délai de 20 ans par sécurité. De toute manière, la périodicité des analyses de terres doit être plus courte, permettant ainsi de corriger plus fréquemment les conseils de fertilisation.

Pour l'estimation du lessivage (tabl. 4), nous avons choisi des expressions assymptotiques tendant vers 0 pour les sols lourds.

La migration en profondeur de l'acide phosphorique reste limitée (BASTISSE, 1953).

La correction de minéralisation est évaluée sur la base de la moitié de la quantité d'azote minéralisé dans l'année. C'est approximativement ce que peut utiliser une plante récoltée au mois d'août.

Si l'existence des phénomènes de fixation et de libération est maintenant bien

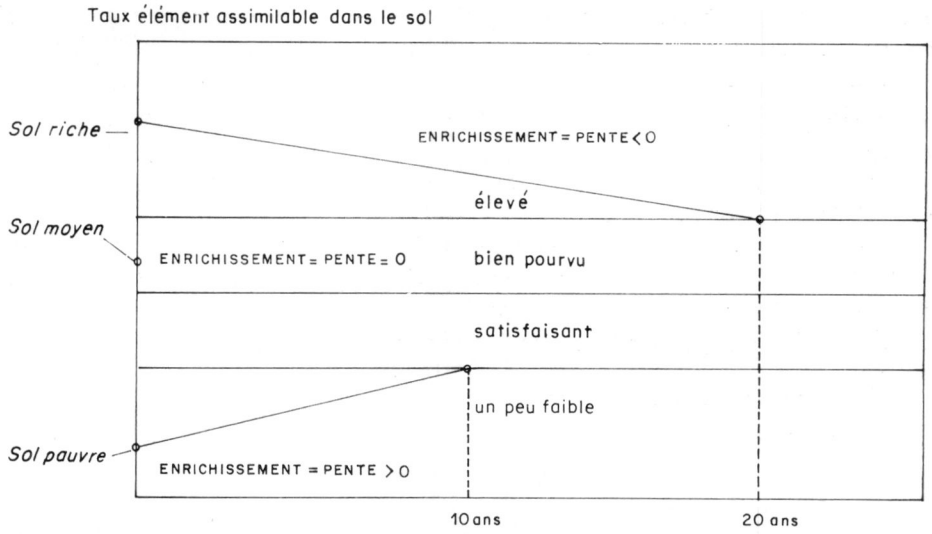


FIG. 4. — *Bilan éléments fertilisants. Éléments de la politique de fertilisation*

TABLEAU 3

Estimation des différents postes des bilans

	Azote	Acide phosphorique	Potasse
Prélèvements	— partie fixe — partie proportionnelle au rendement	— obligatoires — facultatives	} proportionnels au rendement
Lessivage	$30\ e^{-0,000\ 03}(A + 5\ MO)^2$	$10^6/(A + 5\ MO)\ (pH^4)$	$4\ 000/(A + 5\ MO)$
Correction de Minéralisation	$1/2\ (80 - MiN)$	—	—
Enrichissement	—	$E = 400\Delta T$	$E = 400\Delta T$
Fixation	—	$F = (40 + E)\ \frac{0,2\ A + 0,3\ C}{\sqrt{1\ 000 \cdot MO}}$	$F = E\ \frac{0,5\ A}{\sqrt{1\ 000 \cdot MO}}$
Apports organiques (par T de fumier)	+ 0,5 kg/T soit 10 p. 100*	+ 0,4 kg/T soit 20 p. 100* + le reste réparti sur toute la rotation	+ 2 kg/T soit 40 p. 100* + le reste réparti sur toute la rotation

* : l'année de l'apport ;
A : argile p. 1 000 ;
MO : matières organiques p. 1 000 ;
C : calcaire p. 1 000 ;
ΔT : Variation du taux d'éléments assimilable ;
MiN : minéralisation annuelle = 4 000 · N (p. 1 000) K_2 ;
E : enrichissement.

établie, peu de données existent sur l'ampleur de ces processus et leur variation selon les types de sols. Nous avons tenté d'évaluer ces corrections en tenant compte :

— de l'importance de l'excès souhaité par rapport aux besoins annuels (E). Si cet excès devient déficit, on passe du phénomène de fixation à celui de libération. Une relation quasi linéaire a été observée (HÉBERT et RÉMY, 1964) entre le bilan de la potasse et la variation du potassium échangeable du sol indiquant ainsi une certaine « réversibilité » du phénomène.

— de la teneur en argile, responsable en grande partie des fixations. Ici, il est évident qu'il serait souhaitable de tenir compte de la nature minéralogique des argiles. C'est malheureusement une donnée qui fait souvent défaut.

— de la teneur en calcaire pour la fixation de l'acide phosphorique avec passage progressif aux formes apatitiques.

— de la teneur en matières organiques dont la tendance est de limiter les phénomènes de fixation.

TABLEAU 4

Estimation des corrections dues au lessivage

A (‰)	N (kg/ha)	P_2O_5 kg/ha			K_2O (kg/ha)
		pH 5.5	pH 7.0	pH 8.5	
50	22	11	4	2	40
150	6	4	2	1	16
300	0	3	1	0	9

RÉSULTATS

Cette nouvelle technique d'interprétation a déjà été appliquée à plus de 5 000 parcelles et plus de 1 000 agriculteurs. Après une certaine méfiance à l'égard des chiffres, il faut reconnaître que cette opération rencontre maintenant l'adhésion des agriculteurs.

A. — *Quelques constatations*

a) *Modification des équilibres de fumures.*

D'une façon générale, les sols sont souvent mieux pourvus en acide phosphorique qu'en potasse, sans doute à cause d'une croyance trop bien ancrée chez les agriculteurs, faisant état d'une libération importante et permanente de potasse au dépend des richesses du sol. En conséquence, une réduction de la fertilisation phosphatée au profit des apports de potasse est souvent conseillée.

b) *Réduction des fertilisations.*

Les résultats font souvent apparaître une discordance entre les fertilisations couramment appliquées et celles calculées. Aussi doit-on reposer le principe de

l'utilité de l'accumulation des réserves et de savoir si l'effet « vieille graisse » a une limite. Si la surfertilisation peut ne pas encore présenter d'inconvénients graves sur le plan de la pollution en raison de la présence du sol servant de filtre, on peut arriver à des difficultés d'ordre technologique, au niveau de la composition des produits.

c) *Dépistage des carences.*

La systématisation du contrôle de fertilité des sols nous a permis de situer géographiquement les risques de carence en oligo-éléments. Si le zinc, le cuivre et le manganèse semblent ne manquer que très rarement dans le département de l'Aisne, on peut sommairement délimiter une zone de carence en magnésie sur les terres de Champagne crayeuse et les sables de Sissonne alors que les limons du Sud de l'Aisne sont en général largement pourvus.

B. — *Avantage du système automatisé*

Le travail de programmation est un stimulant de la recherche appliquée dans la mesure où il oblige à poser clairement les principes de bases d'Agronomie, afin de les mettre immédiatement au service de la pratique agricole. Notamment, il nous est apparu la nécessité de remettre en question certains principes acquis ou de les affiner dans une étude systématique plus large. Nous avons dû également avancer des hypothèses en l'absence de référence car ne pas tenir compte d'un aspect se révélait être plus dangereux que d'échafauder une solution moyenne.

Le traitement est beaucoup plus rapide sur ordinateur et se révèle moins coûteux. Un travail équivalent demanderait environ 10 minutes à un agronome bien entraîné alors que moins de 30 secondes suffisent.

La systématisation de la collecte des données oblige à faire passer l'information sur un support, cartes, disques ou bandes, qu'il est possible de reprendre pour un traitement ultérieur de classification ou de cartographie des zones de carence.

C. — *Les exigences*

Il est bien évident que de la qualité des informations recueillies dépendra la validité de l'interprétation. Les renseignements erronnés ou incomplets compromettent gravement le succès de l'intervention. Dans la mesure du possible, un programme correctement conçu évitera de répondre lorsque des éléments indispensables sont absents. En définitive, c'est un effort accru qui est demandé à l'agriculteur pour formuler objectivement son problème. L'expérience a montré qu'il était possible de demander davantage si la qualité du service rendu devait en dépendre.

Le programme d'interprétation doit être révisé périodiquement, au moins chaque année, car loin d'être immuable, il faut savoir le remettre en question à chaque amélioration de nos connaissances et à chaque problème nouveau apparaissant au cours de l'exploitation. Nous avons ainsi constaté que le taux de rejet pour incohérence est passé progressivement de 25 p. 100 à moins de 2 p. 100.

CONCLUSION

L'utilisation systématique de l'analyse de terre implique une organisation méthodique des laboratoires pour répondre rapidement aux agriculteurs ainsi qu'une interprétation méthodique la plus complète possible. L'interprétation mécanographique est donc une solution d'avenir.

Elle doit répondre :

a) à un contrôle périodique de la fertilité des sols dont la périodicité peut varier de 5 ans pour les sols sableux, à 10 ans pour les sols argileux dans lesquels les caractéristiques sont plus stables. Chaque conseil doit alors être interprété comme une « correction de trajectoire » dans la conduite de la fertilité ;

b) à un dépistage systématique des risques de carences, afin de sensibiliser les agriculteurs aux problèmes les plus immédiats ;

c) aux nécessités d'une mise en valeur rapide en cas de reprise de terre d'origine mal connue, ou d'une reconversion profonde dans le système de culture ;

d) aux expertises nécessitées par les cessions de parcelles. Dans la mesure où un échantillonnage sérieux a pu être fait, l'analyse peut servir d'état des lieux en début ou fin de bail, ou en cas de remembrement. Néanmoins, les experts doivent bien considérer que la variation de la fertilité n'est pas forcément une fonction linéaire des paramètres analytiques ;

e) à une protection de l'agriculture contre l'utilisation abusive des fertilisants, tant sur le plan pollution que sur le plan de l'économie des moyens de production.

Selon l'utilisation qui en est faite, l'analyse de terre peut revêtir un caractère prospectif lorsqu'elle aide l'agriculteur à prendre des décisions, ou un caractère descriptif lorsqu'il convient de constater le résultat d'une activité antérieure.

Sur le plan de la recherche, l'interprétation mécanographique, en imposant au chercheur une modélisation élaborée, constitue un excellent stimulant afin de sérier les problèmes et combler nos lacunes.

Reçu pour publication en décembre 1973.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier M. HÉBERT, Directeur de la Station agronomique de l'Aisne, d'avoir permis la réalisation de ce travail et à qui nous devons de judicieux conseils. Nos remerciements vont également à M. le Professeur HÉNIN pour les encouragements qu'il n'a cessé de nous prodiguer. Grâce à M. MILLIER, Station de Biométrie de Nancy (I. N. R. A.), nous avons pu aborder avec succès les problèmes posés par la programmation. MM. MAUCORPS, Service de Cartographie des sols de l'Aisne, BLANCHET, DUTIL et TROCMÉ, respectivement Stations d'agronomie I. N. R. A. de Toulouse, Châlons-sur-Marne et Versailles, nous ont obligeamment apporté leur précieux concours et leur expérience.

Nous remercions enfin M. LAMBERT, Station d'agronomie de l'Aisne, qui nous a particulièrement aidés dans la reproduction des documents.

SUMMARY

SOIL ANALYSIS :
REALIZATION OF AN AUTOMATIC INTERPRETATION PROGRAMME

The interpretation of analyses of soil requires a logical approach consisting of : comparison of results to a scale of reference, diagnosis and lastly recommendation of advice or remedy.

Every aspect has been analyzed and programmed taking into consideration both the analytical results and the culture system. By establishing estimated balances it is possible to have coded recommendations which take into account exportations by the cultures, richness of soil and risks of fixation or leaching.

The prospective characteristic of the interpretation calls upon the agriculturist's participation in an objective document which should inform him and assist him with decision making.

ZUSAMMENFASSUNG

ERDANALYSE :
ERSTELLUNG EINES PROGRAMMS FÜR AUTOMATISCHE AUSWERTUNG

Die Auswertung der Erdanalysen setzt eine logische Vorgangsweise voraus, die darin besteht, die Resultate mit einer Bezugsskala zu vergleichen, eine Diagnose zu stellen, oder ein Mittel vorzuschlagen.

Jeder dieser Aspekte wurde untersucht und programmiert, indem man sowohl die analytischen Resultate berücksichtigte, als auch das Ackerbausystem. Durch die Erstellung voraussichtlicher Bilanzen kann man zahlenmässige Empfehlungen erteilen, die dem Vertragen durch die Kulturen, der Reichhaltigkeit des Bodens und den Fixierungs- und Auswaschrisken Rechnung tragen.

Der vorausschauende Charakter der Auswertung erfordert den Beitrag des Landwirts zu einem objektiven Dokument, das Auskünfte erteilt und die Beschlussfassung erleichtert.

РЕЗЮМЕ

Анализ почвы : реализация программы автоматической интерпретации.

Ж. К. РЕМИ, А. МАРЕН-ЛАФЛЕШ.

Интерпретация анализа почв должна проводиться в логическом порядке : сравнение полученных результатов с таблицей ссылок, диагностика и совет, или предложение принятия необходимых мер.

Все аспекты анализируются и программируются принимая во внимание как аналитические результаты, так и систему культуры. Выработка балансов прогноза приводит к численным рекомендациям принимающим во внимание экспорт питательных элементов культурами, богатство почвы этими минеральными элементами, и риск их закрепления, или вымывания.

Разведочный характер интерпретации требует участия земледельца в составлении об'ективного документа, предназначенного для его-же информации, и чтобы помочь ему принять необходимые меры.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BASTISSE E.-M., 1953. Dix huit années d'études lysimétriques appliquées à l'Agronomie (deuxième mémoire). *Ann. agron.*, **4**, 3, 331-378.

BECKETT P., 1964. Potassium-Calcium exchange equilibria in soils : specific adsorption sites for potassium. *Soil Sci.*, **97**, 6, 376-383.

BLANCHET R. et Coll., 1973. Rôle de la fertilisation dans la résistance des cultures à de mauvaises conditions physiques du sol. *Phosphore et Agric.*, **61**, juin, 45-54.

BOUSSINGAULT M., 1864. *Chimie Agricole.* Tome 3, 409 p., Gauthiers-Villars. Édit.

CAQUOT A. et KERISEL J., 1956. *Traité de mécanique des sols.* Gauthiers-Villars, Paris, 558 p.

CRAHET M., 1968. *Compte-rendu d'une enquête sur l'interprétation des analyses de sols.* Laboratoire de Géologie-Pédologie E. N. S. A., 78850 Thiverval-Grignon, 38 p.

DUPUIS M., 1957. L'analyse des sols et le problème de l'interprétation. *Bull. A. F. E. S.*, 86, 790-799.

FITTS J. W., WERNER L. N., 1956. The determination of lime and fertilizer requirements of soils through chemical tests. *Adv. Agron.*, **8**, 241-282.

GAIN E., 1918. *Précis de Chimie agricole.* 2e édition, 510 p., J. B. Baillères édit.

HÉBERT J., 1957. Le problème de l'humus dans les régions de culture industrielle du Nord de la France. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, **43**, 427-431.

HÉBERT J., 1957. L'humus dans les régions de grande culture. *Bull. tech. Inf.*, **120**, 367-387.

HÉBERT J., 1968. Croissance et développement des plantes. Besoins en éléments nutritifs. *Bull. tech. Inf.*, **231**, 341-532.

HÉBERT J., RÉMY J.-C., 1964. Effet de doses croissantes répétées de sels de potasse. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, **50**, 946-954.

HÉBERT J., RÉMY J.-C., 1968. Observations sur la nutrition azotée de la betterave sucrière. *Bull. Inst. Intern. Rech. Betteravière*, 17 p.

HÉNIN S., GRAS R., MONNIER G., 1969. *Le profil cultural.* Édit. Masson, 2e édition, 332 p.

HÉNIN S., MONNIER G., COMBEAU A., 1958. Méthode pour l'étude de la stabilité structurale des sols. *Ann. agron.*, **9**, 1, 71-90.

JACQUIN F., 1963. Notions récentes concernant le bilan humique d'un sol. Destruction de l'humus. *Bull. A. F. E. S.*, 11, 492-529.

JAMAGNE M. et Coll., 1967. Bases et techniques d'une cartographie des sols. *Ann. agron.*, **18** (hors série), 138 p.

JORET G. et Coll., 1934. L'appréciation des besoins en chaux des sols de limons d'après leur état de saturation en bases échangeables. *Ann. agron.*, **22**, 4, 453-479.

JOUIS et Coll., 1960. Influence du pH sur la carence en bore des betteraves et des lins dans les sols de limons du Pays de Caux. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, **46**, 248-293.

MONNIER G., 1965. Action des matières organiques sur la stabilité structurale. 1re partie : *Ann. agron.*, **16**, 4, 327-400 ; 2e partie : *Ann. agron.*, **16**, 5, 471-534.

MOREL R., 1968. Évolution de l'azote et du carbone organique du sol au cours d'une expérience de longue durée. *Ann. agron.*, **19**, 2, 153-174.

RÉMY J. C., 1971. Influence de la constitution physique des sols sur leur comportement mécanique ; signification des limites d'Atterberg en matière de travail du sol. *Ann. agron.*, **22**, 3, 267-290.

RÉMY J. C., MATHIEU C., 1972. Sur la technique du sous-solage en sol de limon. *Bull. A. F. E. S.*, 3, 145-156.

ANONYME, 1956. *Organisation et rationalisation de l'analyse des sols.* Projet 156, O. E. C. E., 2, rue André-Pascal, Paris, 241 p.

ANONYME, 1967. Soil testing analysis and plant analysis. *Soil. Sci. Soc. Amer. Proc.*, Special publication, Séries 2 (1).

ANONYME, 1971. *Specimen bulletin analyse de sol.* Oosterbeck (Pays-Bas).

STATION AGRONOMIQUE DE L'AISNE _ Rue F Christ _ LAON

NOM DUPONT

PRENOM JEAN

PERSE MERLETTE Tél.

RUE

COMMUNE 02 - VILLERS-COTTERETS

	Prélevé par	Résultats envoyés à	Facturer à
	(1)	(1)	(1)
Agriculteur	☐	☒	☒
C.E.T.A. de	☐	☐	☐
Secr. du Canton de	☐	☐	☐
Autre organisme	☐	☐	☐
Station Agronomique	☒	☐	☐

(1) mettre une croix dans la case correspondante

● Avez-vous du bétail ...

• si oui ☐ depuis plus de 5 ans ☐ depuis moins de 5 ans

effectifs :

vaches laitières :
bovins de plus d'un an :
bovins de moins d'un an :
ovins :
porcins :

☐ stabulation libre ☐ stalles courtes ☐ stalles longues ☐ fosse à purin ☐ fosse à lisier

• si non ☒ il n'y a pas eu d'animaux depuis plus de 10 ans ☐ le cheptel a été supprimé en 19....

● Avez-vous apporté récemment un amendement calcaire ...

☒ oui dans les pièces n° 7, 2, 10, ☐ aucun depuis 5 ans

● Vous avez chaque année

..... ha de fumier { ☐ peu fait ☐ bien fait

à raison de ..... tonnes/ha

..... ha de prairies permanentes

35 ha d'engrais verts ☐ sans azote ☒ avec 60 kg d'azote

● Vous utilisez chaque année ...

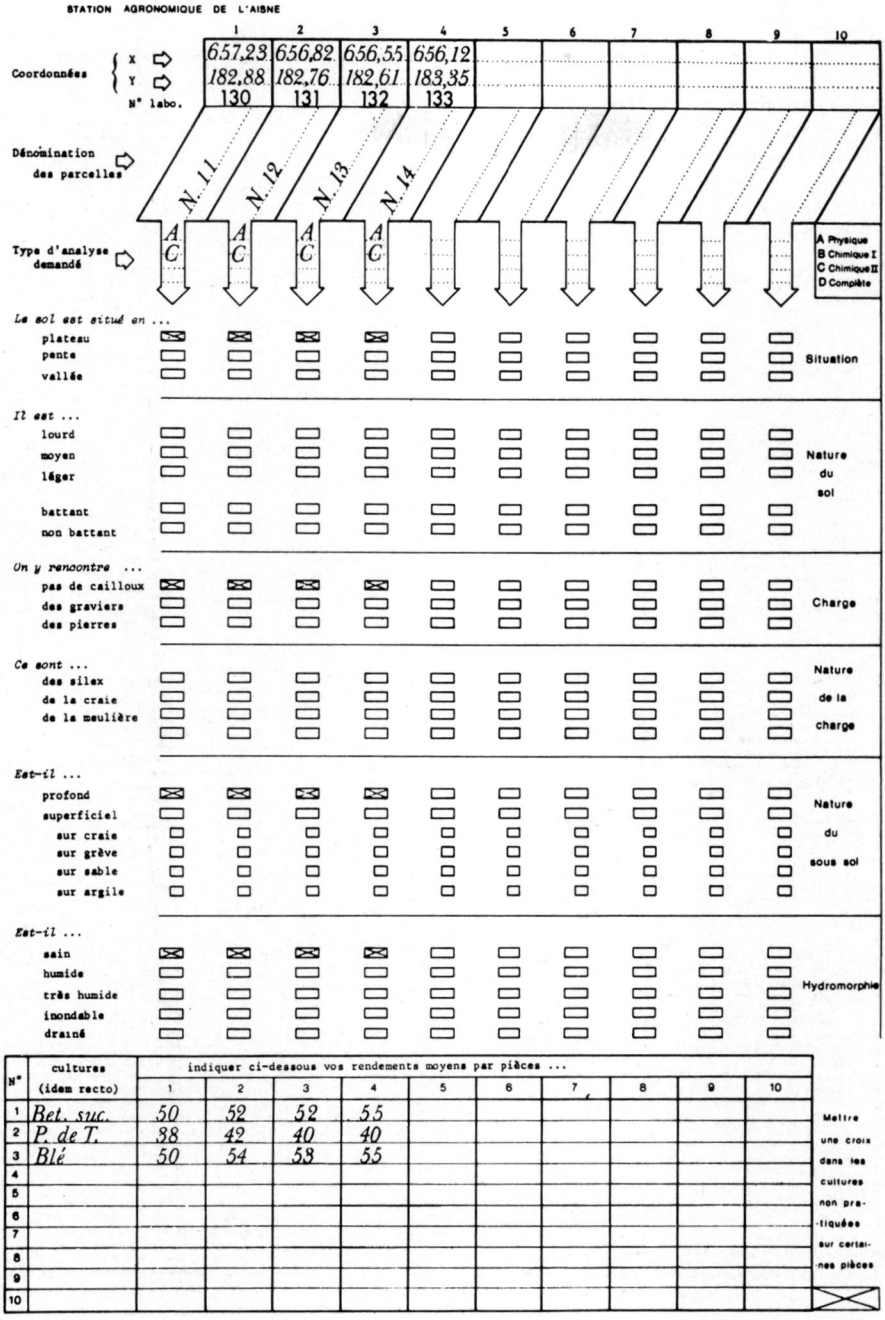
quantité (tonnes)	nature de l'engrais	titre en % (au 100 L pour E.L.) N	P2O5	K2O	
97	scories potassiques	0	12	18	
47	super potassiques	0	12	24	
55	ammonitrates	33,5	0	0	

Indiquer ci-dessous l'assolement moyen de votre Exploitation ...

N° cult.	nature de la culture	Nbre d'ann. (a)	Super-ficie (ha)	paille enfouie (ha)	paille brulée (ha)	paille ramassée (ha)	verts enfouis (ha)	verts ramassés (ha)	fertilisation (kg/ha) N	P_2O_5	K_2O	nature des engrais sur chaque culture
1	Bet. suc.	8	70				70		140	180	270	
2	P. de T.	8	22		22				120	165	290	
3	Blé	9	88	88					80	0	0	
4												
5												
6												
7												
8												
9												
10												
Total des terres labourables :			180									

(a) pour les cultures restant plus d'un an.

PLANCHE I *a*. — Questionnaire (Recto)



N°	cultures (idem recto)	indiquer ci-dessous vos rendements moyens par pièces ... 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	Bet. suc.	50	52	52	55						
2	P. de T.	38	42	40	40						
3	Blé	50	54	58	55						
4											
5											
6											
7											
8											
9											
10											

Mettre une croix dans les cultures non pratiquées sur certaines pièces

PLANCHE I *b*. — Questionnaire (Verso)

1 ORIGINE LITHOLOGIQUE

F	Schiste
Z	Schiste et Grès
O	Grès
K	Calcaire dur
C	Calcaire tendre
X	Sédiment meuble caillouteux
S	Sédiment meuble
N	Sédiment meuble graveleux
L	Formation éolienne
V	Alluvion du colluvion récent
P	Formation redistribuée
T	Formation de terrasse
H	Matériau organique
M	Marne

2 NATURE DE LA CHARGE PIERREUSE

K	Calcaire
M	Meulière
C	Craie
X	Silex du galets
F	Schiste
O	Grès
Z	Schiste et grès
N	Grève

3 INTENSITE DE LA CHARGE

0	Absence de Charge
1	Faible Charge de
2	Charge moyenne de
3	Importante Charge de
4	Mécanisation entravée par

5 TEXTURE

S	Sable
SL	Sable limoneux
SA	Sable argileux
LLS	Limon léger sableux
LMS	Limon moyen sableux
LS	Limon sableux
LSA	Limon sablo-argileux
LAS	Limon argilo-sableux
LL	Limon léger
LM	Limon moyen
LA	Limon argileux
AS	Argile sableuse
A	Argile
AL	Argile limoneuse
ALØ	Argile lourde

6 HYDROMORPHIE

0	Ecoulement interne rapide
1	Ecoulement interne favorable
2	Nappe temporaire entre 80 et 120
3	Nappe temporaire entre 40 et 80
4	Nappe temporaire entre 0 et 40
5	Temporairement inondable (ploy de surface)
6	Nappe permanente entre 80 et 120
61	Battement de nappe entre 80 et 120
62	Battement de nappe entre 60 et 100
63	Battement de nappe entre 20 et 100
7	Nappe permanente entre 40 et 80
71	Battement de nappe entre 40 et 80
72	Battement de nappe entre 20 et 60
8	Battement de nappe entre 0 et 40
9	Submergé en permanence

7 TYPE DE SOL

ME	Sol minéral brut d'érosion
MA	Sol minéral brut d'apport
E	Sol peu évolué d'érosion
A	Sol peu évolué d'apport
RN	Rendzine noire
RC	Rendzine claire
(R)	Para-Rendzine
RB	Rendzine brunifiée
EC	Sol brun calcaire
AC	Sol alluvial calcaire
B	Sol brun
BA	Sol brun acide
B(L)	Sol brun faiblement lessivé
(L)	Sol brun lessivé
L	Sol lessivé
D	Sol lessivé pédalique
Ø	Sol dcre pédalique
(P)	Sol pédalique
P	Pédzol
B(C)	Sol brun calcique
BE	Sol brun eutrophe
(D)	Sol lessivé dégradé
BV	Sol brun vertique
DW	Sol dégradé à fragipan
SØ	Sol organique

8 STRUCTURE

PEU MARQUEE
PEU MARQUEE
PEU MARQUEE
PEU MARQUEE

TRES FAVORABLE
FAVORABLE
FAVORABLE
FAVORABLE
ASSEZ BONNE
MOYENNEMENT FAVORABLE
MOYENNEMENT FAVORABLE
MOYENNEMENT FAVORABLE
MOYENNEMENT FAVORABLE
MOYENNEMENT FAVORABLE
SOUVENT PEU FAVORABLE
SOUVENT DEFAVORABLE
PEU MARQUEE
PEU MARQUEE
PEU MARQUEE
SOUVENT FAVORABLE
MOYENNEMENT FAVORABLE
DEFAVORABLE
MOYENNEMENT FAVORABLE
DEFAVORABLE

21 Cénoentaire EPOQUE DE LABOUR

IMPERATIVEMENT AVANT L'HIVER
DE PREFERENCE AVANT L'HIVER
ASSEZ INDIFFERENTE
DE PREFERENCE AU PRINTEMPS

22 Cénoentaire SUSCEPTIBILITE AU TASSEMENT

TRES FAIBLE
FAIBLE
MODEREE
ASSEZ IMPORTANTE
IMPORTANTE
TRES IMPORTANTE

23 Cénoentaire BATTAGE

TRES BATTANT
BATTANT
ASSEZ BATTANT
PEU BATTANT
NØN BATTANT
SANS PRØBLEME

24 Cénoentaire PLASTICITE

TRES PEU PLASTIQUE
PEU PLASTIQUE
ASSEZ PLASTIQUE
FØRTEMENT PLASTIQUE
TRES FØRTEMENT PLASTIQUE

61 Cénoentaire DRAINAGE

DRAINAGE INUTILE
DRAINAGE INUTILE SAUF CAS SPECIAUX
DRAINAGE UTILE EN GENERAL
AMENAGEMENT A ENVISAGER
DRAINAGE INUTILE EN GENERAL
DRAINAGE INUTILE EN GENERAL
DRAINAGE UTILE POUR CERTAINES CULTURES
DRAINAGE UTILE
DRAINAGE UTILE
DRAINAGE UTILE
DRAINAGE UTILE
DRAINAGE DIFFICILE
DRAINAGE DIFFICILE

8 Cénoentaire SUR LES TENEURS

TRES FAIBLE
FAIBLE
UN PEU FAIBLE
SATISFAISANT
BIEN PØURVU
ELEVE
TRES ELEVE

9 Cénoentaire BILAN HUMIQUE

TRES INFERIEURES
INFERIEURES
UN PEU INFERIEURES
EQUIVALENTES
UN PEU SUPERIEURES
SUPERIEURES
TRES SUPERIEURES
NØN CALCULE

25 Cénoentaire MINERALISATION

MINERALISATIØN RAPIDE
MØNNE MINERALISATIØN
MINERALISATIØN MØYENNE
FAIBLE MINERALISATIØN

26 Cénoentaire C/N

TRES ELEVE
ELEVE
ASSEZ ELEVE
NØRMAL

10 Cénoentaire DIVERS

FRACTIØNNER LES APPØRTS D'AZØTE
AJØUTER 20 KG DE BØRATE
UTILISER DES PHØSPHATES SØLUBLES
FAIRE DES ENGRAIS VERTS
BIEN INCØRPØRER LA MATIERE ØRGANIQUE
EVITER LES TASSEMENTS PAR LES ENGINS LØURDS
DE PETITS APPØRTS DE MATIERES ØRGANIQUES FRAICHES SUFFISENT
UN BILAN HUMIQUE DEFICITAIRE EST PØSSIBLE, MAIS ENG.VERTS UTILES
LA RICHESSE EN P2Ø5 PERMET DE LIMITER LES APPØRTS ANNUELS
LE HAUT NIVEAU EN K2Ø PERMET DE REDUIRE LES FUMURES ØU TEMPS
VU LA FAIBLESSE EN MGØ ØN PREFERERA LA CHAUX MAGNESIENNE
APPØRTER 60 KG DE MGØ EN TETE D'ASSØLEMENTS
APPØRTER 20 KG DE BØRACINE EN FØND SUR BETTERAVE LUZERNE
APPØRTER 50 KG DE SULFATE DE ZINC EN FØND 10 KG DE ZNØ
APPØRTER 30 KG DE SULFATE DE CUIVRE EN FØND
PULVERISER UNE SØLUTIØN A 0,4 PC DE SULFATE DE MANGANESE
APPØRTER 25 KG DE MØLYBDATE DE SØDIUM EN FØND
DEFICIENCE EN MAGNESIE PØSSIBLE CERTAINES ANNEES
UN APPØRT DE BØRE SUR BETTERAVE OU LUZERNE PEUT ETRE INTERESSANT
PØSSIBILITE DE CARENCE EN ZINC SURTØUT SUR MAIS
UNE CARENCE EN CUIVRE N'EST PAS IMPØSSIBLE CERTAINES ANNEES
EN L'ABSENCE DE SCØRIES, IL Y A RISQUE DE CARENCE EN MANGANESE

40 FICHIER CULTURAL

	X (1)	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
JAC	JACHERE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.0
BET	BET.SUCRIERE	1	6	14	110	1	.7	1.6	2.5	3.0	7.0
MAG	MAIS GRAIN	1	6	25	130	0	.7	.2	.5	1.8	7.0
MAF	MAIS FØUR.	1	6	0	130	0	0	1.0	0	2.4	7.0
PTP	P.DE T.PLANT	1	4	0	150	0	0	1.0	0	6.0	5.5
PTS	P.DE T.	1	4	0	150	0	0	1.0	0	6.0	5.5
PØC	PØIS CØNS.	1	10	20	40	0	.3	1.2	.3	3.4	6.0
PØF	PØIS FØUR.	1	15	0	40	0	.3	1.2	.3	3.4	6.0
LIF	LIN FIBRE	1	0	0	40	0	0	.4	0	.9	6.5
LIG	LIN GRAINE	1	20	0	90	0	1.1	.8	.9	1.5	6.5
CHI	ENDIVE	1	6	25	30	0	.6	1.0	2.0	4.0	7.5
BEF	BET. FØUR.	1	4	12	120	0	.6	.6	2.8	2.0	7.0
BLE	BLE	1	10	15	20	1.6	.8	.2	.5	1.2	7.0
ØRG	ØRGE	1	6	15	20	1.5	.8	.22	.6	1.4	7.5
AVØ	AVØINE	1	10	20	20	1.3	.8	.25	.6	1.7	6.0
BLD	BLE DUR	1	12	20	30	2.0	1.2	.25	.6	1.2	7.2
LUZ	LUZERNE	1	10	4	-1000	0	0	.7	0	2.5	7.5
TRE	TREFLE VIOLET	1	10	4	-1000	0	0	.7	0	2.5	7.0
PAT	PATURE	0	0	0	60	1.5	0	.8	0	2.5	6.5
ESC	ESCØURGØN	1	8	15	20	1.6	.8	.22	.6	1.4	7.5
ENV	ENGRAIS VERT	1	4	10	50	0	0	0	0	0	7.0
PRT	PRAIRIE TEMP.	1	12	4	100	1.5	0	.8	0	2.6	7.0
CØL	CØLZA	1	20	70	140	0	1.6	3.0	1.0	6.0	7.5
TØU	TØURNESØL	1	12	40	80	0	1.5	2.0	.6	4.0	7.0

X 2 Indicateur d'éxécution du bilan humique
X 3 Restitutions humiques obligatoires
X 4 Restitutions humiques facultatives
X 5 Fumure azotée : partie constante
X 6 Fumure azotée : partie proportionnelle au rendement
X 7 Prélèvements P2Ø5 : partie obligatoire
X 8 Prélèvements P2Ø5 : partie facultative
X 9 Prélèvements K2Ø : partie obligatoire
X 10 Prélèvements K2Ø : partie facultative
X 11 pH optimum

41 FICHIER ANALYTIQUE

	X(1)	X(2)	X(3)	X(4)	X(5)	X(6)	X(7)
ARGILE	14.0						
LIMON FIN	0.0						
LIMON GROSSIER	0.0						
SABLE FIN	0.0						
SABLE GROSSIER	0.0						
CALCAIRE	7.0						
CALCAIRE ACTIF	10.0						
pH	4.0						
CARBONE	10.0						
AZOTE	10.0						
A.PHOSPHORIQUE CITR.	7.0	0.130	0.050	0.000	0.000	0.020	0.010
A.PHOSPHORIQUE OXAL.	7.0	0.035	0.040	0.000	0.000	0.110	0.000
POTASSE ECHANGEABLE	3.5	0.035	0.017	0.000	0.000	0.110	0.110
MAGNESIE ECHANGEABLE	3.5	0.012	0.005	0.000	0.000	0.110	0.110
BORE	6.0	-1.525	0.408	-0.164	-0.087	0.000	0.000
ZINC	3.0	0.300	9.350	0.000	0.000	0.000	-0.000
CUIVRE	3.0	0.086	-0.050	0.000	0.000	0.167	-0.300
MANGANESE	3.0	-70.	13.	-0.13	-0.10	0.000	0.000

X(1) Prix
X(2) Seuil
X(3) Increment
X(4) Coefficient correction de seuil selon (A + SMO)
X(5) Coefficient correction de seuil selon pH
X(6) Coefficient correction increment selon (A + SMO)
X(7) Coefficient correction increment selon pH

PLANCHE 2. — Ensemble des fichiers

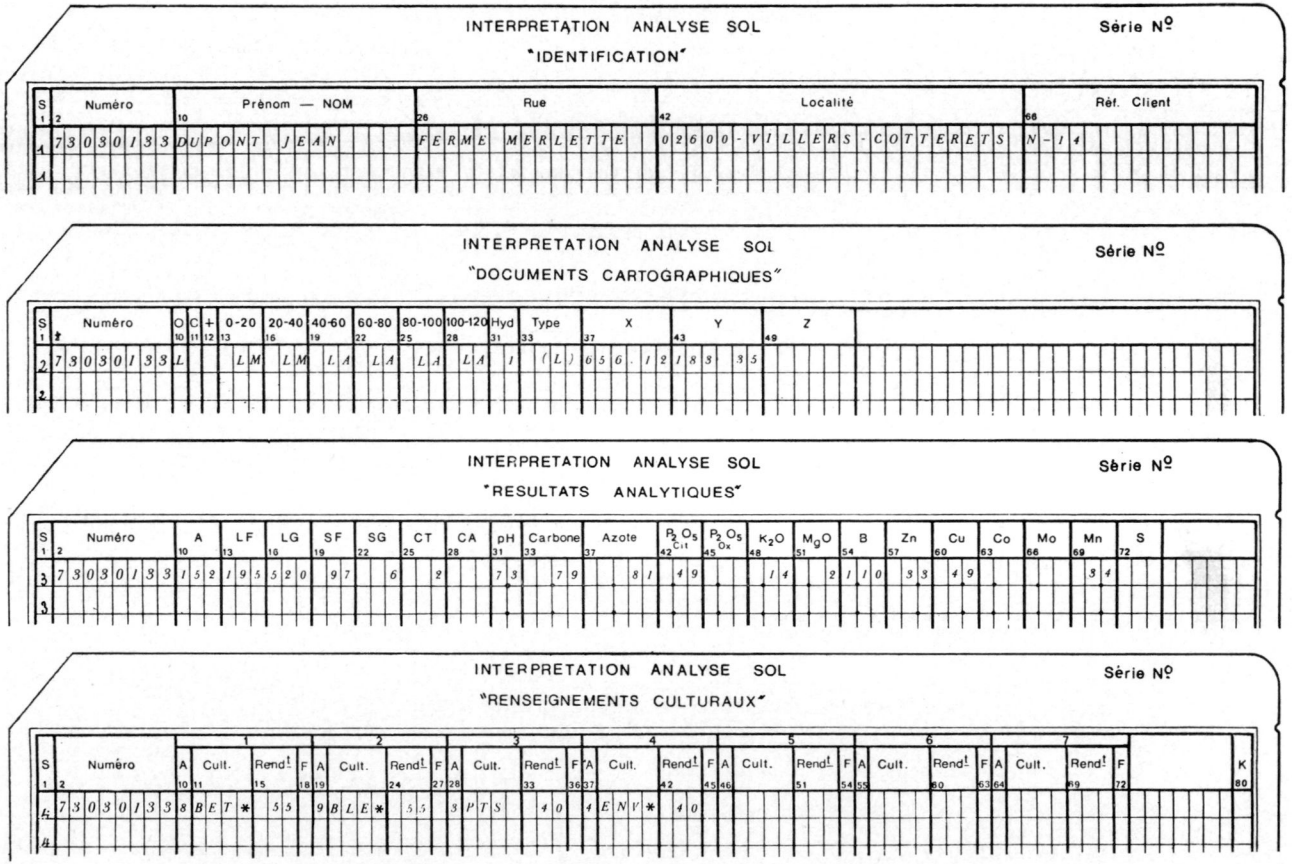


PLANCHE 3. — Document de collecte des informations

STATION AGRONOMIQUE DE L'AISNE
RUE F.CHRIST 02011-LAON TEL.(23)23.23.41

M.DUPONT JEAN
FERME MERLETTE
02600-VILLERS-COTTERETS

INTERPRETATION ANALYSE DE TERRE

N.NO 7303. 133.
V.REF N-14
X= 656.12 7= 183.35

FORMATION LOESSIQUE

LIMON MOYEN
SUR LIMON ARGILEUX VERS 40 CENTIMETRES

ECOULEMENT INTERNE FAVORABLE
SOL BRUN LESSIVE

ANALYSE PHYSIQUE POUR MILLE DE TERRE FINE

ARGILE	152.	
LIMON FIN	195.	
LIMON GROSSIER	520.	
SABLE FIN	97.	
SABLE GROSSIER	6.	
MATIERE ORGANIQUE	15.8	FAIBLE
AZOTE	0.81	
C/N	9.7	NORMAL
CALCAIRE TOTAL	2.0	UN PEU FAIBL
CALCAIRE ACTIF		
PH	7.3	FAIBLE

ANALYSE CHIMIQUE

ACIDE PHOSPHORIQUE	0.49	TRES ELEVE
POTASSE ECHANGEABLE	0.14	UN PEU FAIBL
MAGNESIE ECHANGEABLE	0.02	TRES FAIBLE
BORE SOLUBLE	1.10	NORMAL
ZINC EXTRACTIBLE	3.30	ELEVE
CUIVRE EXTRACTIBLE	4.90	TRES ELEVE
MANGANESE EXTRACTIB.	34.00	ELEVE
MOLYBDENE		
COBALT		

TAXE 74.00

ATTENDRE LE RECOUVREMENT DU PERCEPTEUR

INTERPRETATION

STRUCTURE MOYENNEMENT FAVORABLE
EPOQUE DE LABOUR ASSEZ INDIFFERENTE
SUSCEPTIBILITE AU TASSEMENT ASSEZ IMPORTANTE
STABILITE DE STRUCTURE TRES BATTANT I.BAT. = 9.7
SOL PEU PLASTIQUE IP = 8.8
LABOUR DE 18.5 A 23.1 POUR 100 D'HUMIDITE
TRAVAIL DU SOL DE 15.5 A 20.6 POUR 100 D'HUMIDITE

VOS RESTITUTIONS HUMIQUES SONT EQUIVALENTES ..... AUX PERTES. (-69)
NEANMOINS AUGMENTEZ DE 800.KG/AN VOS RESTITUTIONS
BONNE MINERALISATION
APPORTER 3 T DE CRAIE TOUS LES 5 ANS

FERTILISATION CALCULEE

	N PAR CULTURE	P205 EN MOYENNE	K20 PAR CULTURE
BET.SUCRIERE	180.	50.	170.
BLE	130.	50.	60.
P.DE T.	170.	50.	270.
ENGRAIS VERT	70.	50.	50.

RECOMMANDATIONS PARTICULIERES

LA RICHESSE EN P205 PERMET DE LIMITER LES APPORTS ANNUELS
VU LA FAIBLESSE EN MGO ON PREFERERA LA CHAUX MAGNESIENNE.

LAON LE 19

LE DIRECTEUR

PLANCHE 4. — Document de sortie

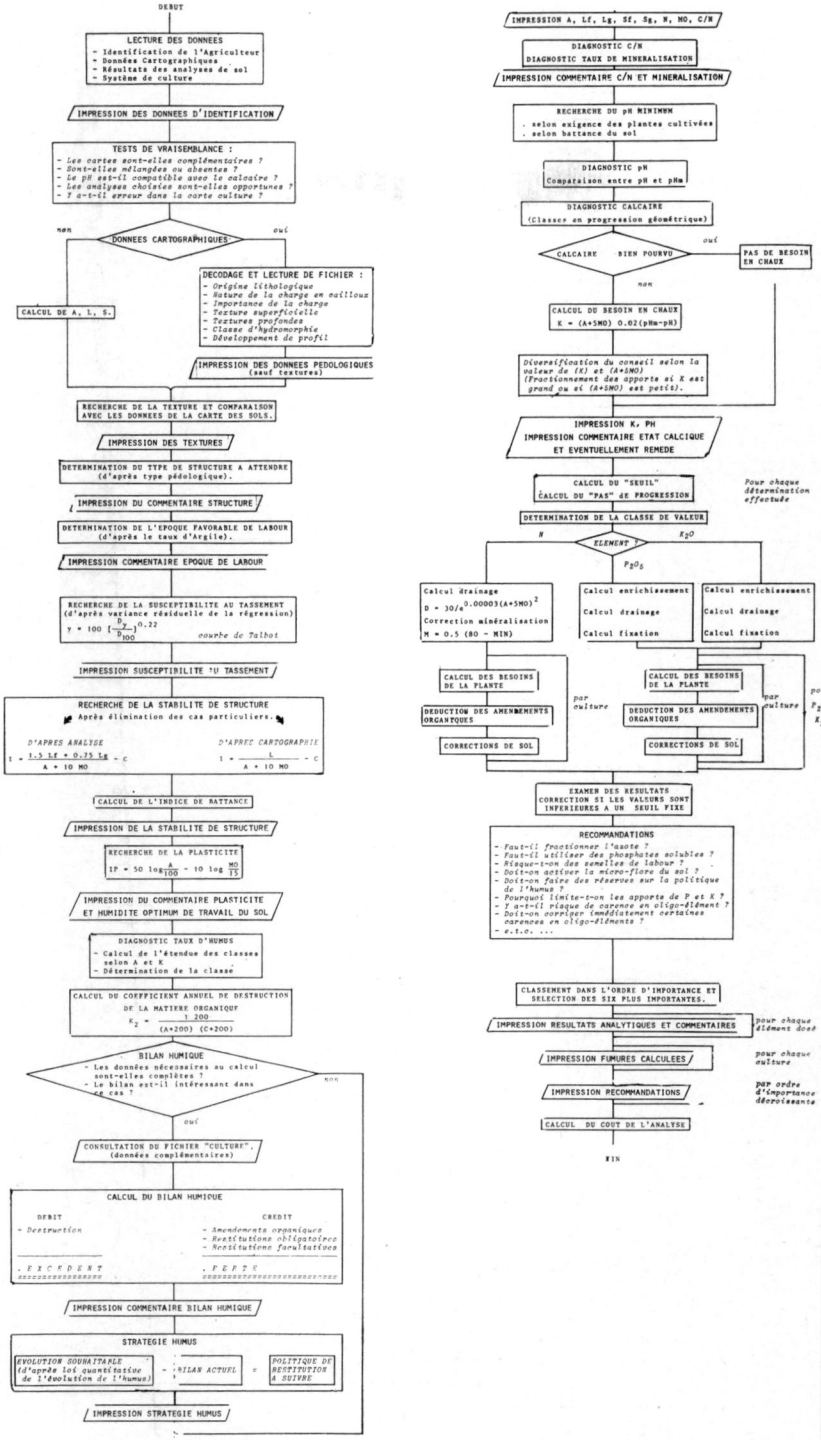
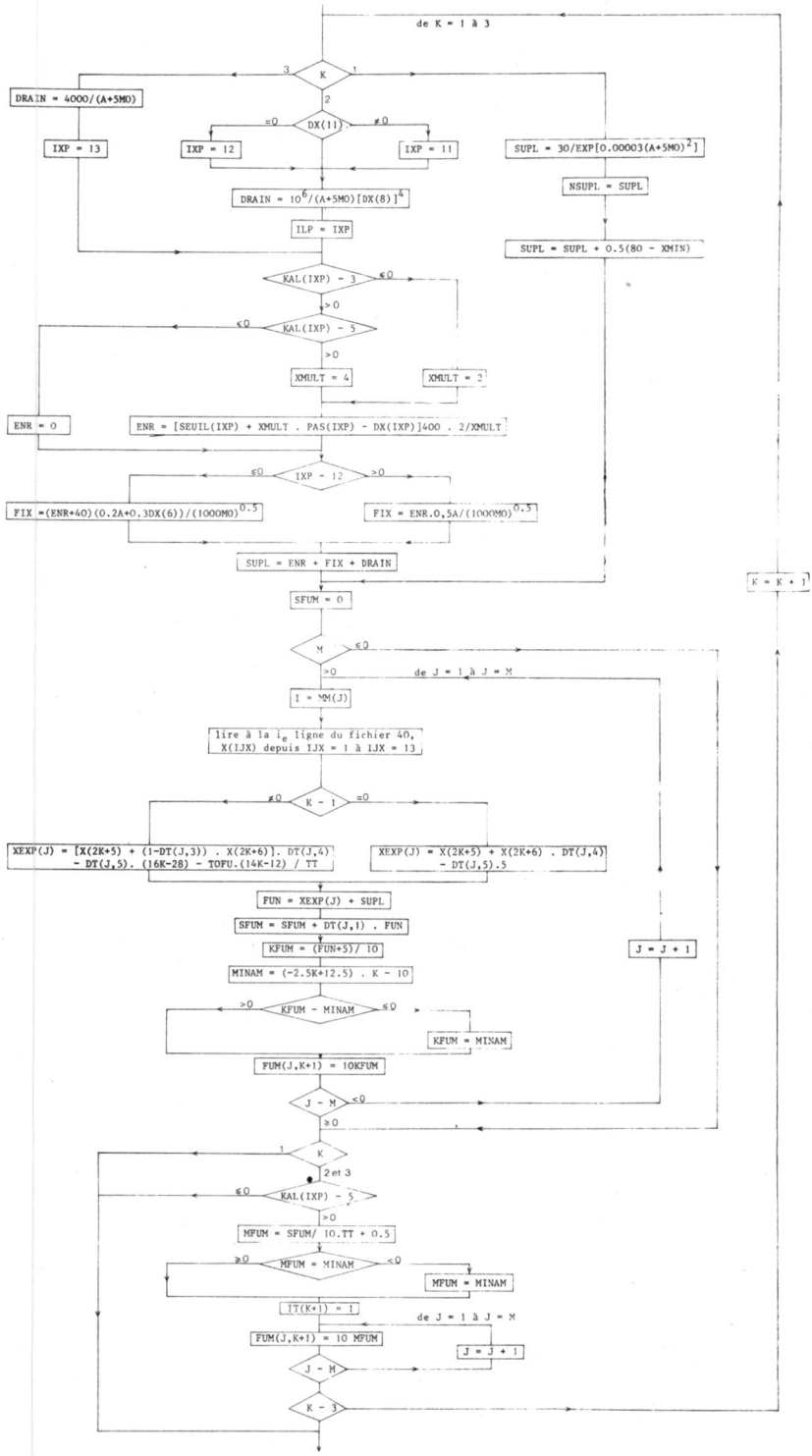


PLANCHE 5 *a*. — Organigramme simplifié



CALCUL DES FUMURES AZOTEE ET PHOSPHO-POTASSIQUE

(Extrait de la subroutine 4 du programme LAØNA)

PLANCHE 5 *b*. — Extrait de l'organigramme : calcul de la fertilisation

Ann. agron., 1974, **25** (4), 633-644.

FIXATION D'AZOTE ATMOSPHÉRIQUE PAR DES BACTÉRIES UTILISANT L'HEXADÉCANE COMME SOURCE DE CARBONE ET D'ÉNERGIE

J. RIVIÈRE, J. OUDOT, J. JONQUÈRES et G. GATELLIER *

Laboratoire de Microbiologie,
Institut national agronomique, Paris-Grignon,
16, rue Claude-Bernard,
75231 Paris Cedex 05

* *Laboratoire de Microbiologie,*
Institut français du pétrole,
92500 Rueil-Malmaison

RÉSUMÉ

On a isolé de divers prélèvements de sols et d'un filtre d'une raffinerie, douze souches capables de fixer l'azote en utilisant l'hexadécane comme source de carbone et d'énergie.

Il s'agit de souches appartenant aux genres *Arthrobacter* et *Mycococcus*. L'apport de facteurs de croissance contenus dans l'extrait de levure et de trois vitamines (biotine, thiamine, acide p-aminobenzoïque) favorise la croissance. Le temps de génération de la meilleure souche obtenu en culture continue est de l'ordre de 44 heures, tandis que la biomasse la plus élevée ne dépasse pas 120 mg/litre en poids sec après 30 jours d'incubation à 30°C. Le calcul montre que le rendement de la fixation est de l'ordre de 9 mg d'azote pour 1 g d'hexadécane consommé.

I. — INTRODUCTION

L'étude des micro-organismes capables d'utiliser les hydrocarbures comme source de carbone et d'énergie est ancienne (Miyoshi, 1895). L'augmentation de la fertilité d'un sol par addition d'hydrocarbures a été mise en évidence peu après (Pickering, 1909).

Mais c'est Schollenberger (1930) qui a ouvert une nouvelle voie de recherche concernant la fixation de l'azote moléculaire par des bactéries utilisant les hydrocarbures, après avoir observé qu'au voisinage de fuites de gaz sur des conduites, le sol se trouvait enrichi en azote minéral. Des bilans précis ont démontré l'accrois-

sement du taux de la matière organique totale et de la teneur en azote dans des sols alimentés en gaz naturel provenant d'un gazoduc enterré (HARPER, 1939). On observe dans ces sols des agglomérats organiques (paraffin dirt) d'où DAVIS (1952) isola une souche oxydant le méthane et fixant l'azote gazeux (*Pseudomonas methanitrificans*).

DAVIS *et al.* (1964) utilisant l'isotope lourd de l'azote démontrèrent que cette souche fixait, dans les meilleures conditions, 0,13 mg d'azote/ml de milieu liquide. Mais d'autres souches du genre *Azotobacter* peuvent fixer de l'azote, grâce à l'assimilation de fractions pétrolières (IZYUROVA, 1952). ARENSHTEIN (1961) a mis en évidence, dans un effluent de raffinerie en lagunage, que le nombre des cellules d'*Azotobacter* passait de $5{,}8 \times 10^5$ à $1{,}4 \times 10^{11}$/ml en dix jours. C'est pourquoi la Mobil Oil a envisagé d'utiliser des souches ayant ces propriétés pour fertiliser le sol, souches appartenant aux genres *Azotobacter* et *Mycobacterium* (DAVIS *et al.*, 1962 ; COTY *et al.*, 1964-1965).

On sait qu'une technique d'épandage d'émulsions de produits pétroliers (mulches) a été préconisée et appliquée par la Standard Oil en Arizona, en Tunisie, en Lybie et en Inde (NYNS, 1968). Son efficacité est essentiellement liée à des effets physiques (augmentation de la température du sol favorisant la germination, diminution de l'évaporation de l'eau indispensable dans les régions sèches, amélioration de la structure du sol).

On peut penser améliorer cette technique en associant à l'émulsion du mulch des bactéries fixant l'azote gazeux obtenues à l'échelle industrielle (GATELLIER, 1970), ce qui suppose qu'elles aient un taux de croissance assez élevé.

Une recherche préliminaire a été effectuée à l'Institut français du Pétrole (KOUPENOV, 1969).

II. — MATÉRIEL ET TECHNIQUES

2. 1. — *Obtention des souches*

Elles proviennent de diverses origines (tabl. 1). Elles ont été isolées, soit directement, soit après enrichissement. En ce qui concerne la terre de Grignon, une parcelle de 4 m², tenue en jachère, a reçu sur toute sa surface du pétrole brut en pulvérisation six mois avant le prélèvement. On a utilisé des plaques de gélose lavée (Purified agar Difco) additionnée d'une solution minérale sans azote (KOUPENOV, 1969), la source de carbone étant fournie par un carré de papier filtre (Durieux 111 de 1 × 1 cm) imbibé d'hexadécane et fixé sur le couvercle de la boîte de Pétri.

2. 2. — *Identification des souches*

Elle a été faite d'après les caractères donnés dans la dernière édition du *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology* (BREED *et al.*, 1957). En ce qui concerne les diverses souches *d'Arthrobacter*, on les distingue d'après les caractères classés dans le tableau 2.

2. 3. — *Milieux de culture*

KOUPENOV (1969) a mis au point un milieu de base strictement minéral dont la composition est la suivante :

TABLEAU I

Origine et identification des souches fixant l'azote gazeux et utilisant l'hexadécane

Souche	Origine	Genre
7	Terre de Lacq	*Arthrobacter*
8	Terre de Lacq	*Arthrobacter*
9 J	Terre de Lacq	*Arthrobacter*
9 B	Culture continue	*Arthrobacter*
10	Filtre à foin de Raffinerie	*Arthrobacter*
11	Terre de Lacq	*Arthrobacter*
12	Terre de Lacq	*Mycococcus*
C	Culture continue	*Arthrobacter*
P_1	Terre de Grignon	*Arthrobacter*
PB_3	Terre de Grignon	*Arthrobacter*
PB_4	Terre de Grignon	*Arthrobacter*
PB_7	Terre de Grignon	*Arthrobacter*

TABLEAU 2

Critères d'identification des souches d'Arthrobacter

Caractères morphologiques et culturaux	Davis et Newton (1969)
Production d'enzymes :	
Lipases, gélatinases, caséinases, amylases	Harrington (1966)
catalase, oxydase	Gontcharoff (1971)
Uréase, D Nase, lécithinase	Buttiaux *et al.* (1966)
Production de métabolites :	
H_2S	Veron et Gasser (1963)
Acétoine, indole	Buttiaux *et al.* (1966)
Croissance en milieux hostiles	Harrington (1966)
Dégradation du salicylate, du p. amino salicylate et du p. amino benzoate	Tsukamura (1966)
Hydrolyse de l'esculine, de l'arbutine et de l'hippurate	Davies (1955)
Hydrolyse de la xanthine et de la tyrosine	Gordon et Smith (1955)
Utilisation des acides organiques comme source de carbone (acétate, citrate, succinate, pyruvate, benzoate, malonate, fumarate, malate).	Tsukamara (1966)
Utilisation comme source de carbone et production d'acides organiques à partir de : (glucose, galactose, arabinose, saccharose, fructose, tréhalose, xylose, mannose, sorbitol, raffinose, maltose, lactose, mannitol, inositol, éthanol, glycérol).	Tsukamara (1966)
Utilisation de composés azotés comme source d'azote : ($NaNO_2$, $NaNO_3$, urée, acide L glutamique, L méthionine, L sérine, succinamide, benzamide, nicotinamide, pyrazinamide, glucosamide, triméthylènediamine).	Tsukamara (1966)
Mise en évidence de la nitrogénase	Line et Loutit (1971)

Na_2HPO_4	1 g
KH_2PO_4	0,5 g
$MgSO_4$, 7 H_2O	0,1 g
$FeSO_4$, 7 H_2O	0,025 g
Na_2MoO_4, 2 H_2O	0,002 g
$MnSO_4$, H_2O	0,01 mg
H_3BO_3	0,01 mg
$ZnSO_4$, 7 H_2O	0,02 mg
$CuSO_4$, 5 H_2O	0,005 mg
$CoCl_2$, 6 H_2O	0,02 mg
RbCl	0,01 mg
$CaCl_2$, 2 H_2O	0,01 mg
Extrait de levure Difco	1 mg
q.s.p eau distillée	1 litre

On a complété ce milieu par l'adjonction de facteurs de croissance dont l'action a été mise en évidence par LINE et LOUTIT (1971) : extrait de levure (10 mg/l), biotine, thiamine et acide p-aminobenzoïque (1 mg/l). On enrichit également le milieu de base avec de l'extrait de terre obtenu après filtration à froid (2 p. 100 v/v) ou après autoclavage (0,5 p. 100 v/v).

2. 4. — *Culture en présence d'hexadécane*

Les cultures sont réalisées en fioles Erlenmeyer de 150 ml, agitées ou non, contenant 25 ml de milieu minéral et 100 µl d'hexadécane, soit une concentration de 4 p. 1 000 (v/v), ou dans des fermenteurs de 500 ml de capacité (Bioflo New-Brunswick). L'inoculum se fait avec une culture jeune à raison de 0,1 ml de suspension (d.o. 0,2 à 520 mµ) par fiole ou 10 ml par fermenteur. L'incubation dure 30 jours à 30°C.

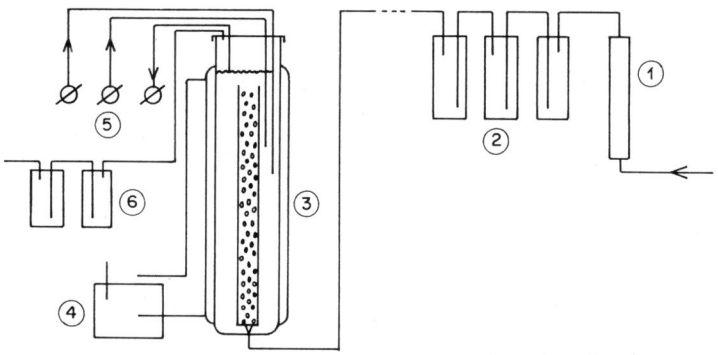


FIG. 1. — *Schéma du réacteur continu* (gazosiphon)

(1) filtre coton
(2) batterie de barbotteurs (acide sulfurique, soude, indicateur de pH, hexadécane)
(3) réacteur type gazosiphon
(4) thermostat
(5) ensemble de pompes péristaltiques à débits variables
(6) fiole de garde (hypochlorite de sodium).

Des cultures en continu ont été faites dans un fermenteur du type gazosiphon (fig. 1) stérilisé par circulation d'une solution commerciale d'hypochlorite de sodium diluée à 10 p. 100 (v/v), pendant 24 heures, suivie de quatre rinçages à l'eau stérile. On introduit ensuite 2 400 ml de solution minérale, 10 ml d'hexadécane et l'on inocule avec une suspension de la souche choisie de telle sorte que l'on ait 10^4 cellules viables/ml. Pendant 15 jours à 30°C, on réalise une culture aérée sans renouveler le milieu, puis on assure une culture continue à des taux de dilution croissants à l'aide d'une pompe péristaltique réglable. On procède chaque jour à des dénombrements sur plaques de gélose trypticase-soja (BD Mérieux). Des barbotteurs permettent de retenir les traces d'ammoniaque présentes dans l'air et d'introduire de l'hexadécane sous forme de vapeur saturante.

2. 5. — *Mesure de la biomasse*

2. 5.1. *Centrifugation.*

Lorsque le volume de la culture est important (500 ml), on recueille la biomasse après centrifugation (19 000 tr/mn pendant 15 mn, puis 30 000 tr/mn pendant 10 mn, ultra centrifugeuse Beckman). On pèse le culot de centrifugation après 1 h de dessication sous vide à 105°C. Il est nécessaire de filtrer le surnageant afin de recueillir les cellules non récupérées et de peser ensuite comme suit.

2. 5.2. *Filtration.*

Pour les petits volumes (25 ml), on recueille la biomasse sur des filtres (Millipore 0,25 μ, type Solvinert). On rince à l'alcool, puis à l'hexane en vue d'éliminer l'hexadécane non consommé. Le filtre est ensuite séché sous vide 1 h à 105°C avant d'être pesé. On tient compte des variations de poids de filtres témoins ayant subi le même traitement.

2. 6. — *Détermination de la consommation d'hexadécane*

Le dosage se fait par chromatographie en phase gazeuse par la méthode de l'étalon interne (Aerograph 1520 à ionisation de flamme).

Pour chaque souche incubée à 30°C dans une fiole Erlenmeyer contenant 25 ml de milieu, l'hexadécane non consommé est extrait avec 10 ml de chloroforme marqué au tétradécane (1 p. 100 v/v), puis avec 10 ml de chloroforme pur. Après décantation en ampoules, on détermine le pourcentage d'hexadécane restant par rapport à celui contenu dans une fiole témoin non ensemencée.

III. — RÉSULTATS ET DISCUSSION

3. 1. — *Identification des souches fixant l'azote gazeux et utilisant l'hexadécane*

Les souches qui se sont développées à la surface d'une gélose minérale sans azote, en présence d'hexadécane, ont été classées dans deux genres, *Arthrobacter* et *Mycococcus* (tabl. 1). Elles présentent un certain nombre de caractères communs qui sont les suivants : aérobies strictes, ayant une croissance à + 5°C, non acido-résistantes, catalase positive. Elles ne produisent pas d'indole ,d'acétoine et d'hydrogène sulfuré, et n'hydrolysent pas l'arbutine.

Elles utilisent l'acétate, le citrate, le fumarate comme source de carbone et d'énergie. Elles utilisent les nitrates, l'acétamide, la nicotinamide et la triméthylène diamine comme source d'azote. Comme les autres caractères sont répartis diversement, il s'agit bien de souches distinctes. Le fait qu'elles fixent réellement l'azote gazeux est démontré par la présence d'une nitrogénase réduisant l'acétylène en éthylène.

Les souches 9 B et C ont été isolées au cours de la culture continue de la souche 9 J. Il s'agit de mutants. En effet, la souche 9 B se différencie de 9 J uniquement par le fait que les colonies pigmentées (orange) ont une bordure blanche, tandis que la souche C a des colonies blanches, la souche sauvage 9 J donnant des colonies entièrement oranges.

3. 2. — *Évaluation de la consommation d'hexadécane par les diverses souches*

Le pourcentage de l'hexadécane consommé dans un milieu minéral sans azote par les souches éprouvées est noté dans le tableau 3. Après 30 jours en cultures agitées à 30°C, il ne dépasse pas 13 p. 100 dans le cas de la meilleure souche (9 J). C'est pourquoi on a jugé bon de rechercher l'effet d'un apport de facteurs de croissance (extrait de levure 10 mg/l, biotine, thiamine, acide p-aminobenzoïque, 1 mg/l pour chacun d'eux), et d'un apport d'extrait de terre préparé à froid (20 ml/l) ou par autoclavage (5 ml/l). On étudie également le rôle d'un apport restreint d'azote minéral dans le milieu (10 mg/l de nitrate d'ammonium). Les résultats de cette série d'expériences, faite en double exemplaire, sont résumés dans le tableau 4.

TABLEAU 3

Détermination de la consommation d'hexadécane en p. 100 dans un milieu minéral sans azote (fioles agitées 30°C)

Souche	Consommation d'hexadécane (p. 100) après incubation		
	7 jours	17 jours	30 jours
7	0	7	10
8	0	0	7
9 J	0	7	13
9 B	2	4	12
10	0	1	5
11	0	6	7
12	0	1	10
C	0	—	12
P_1	0	2	6
PB_3	0	0	7
PB_4	0	3	2
PB_7	0	5	9

On note qu'un apport minime d'azote minéral augmente la consommation d'hexadécane au bout de 9 jours, ce qui s'explique par une augmentation du taux de croissance de ces bactéries qui utilisent très lentement l'azote gazeux. L'extrait de terre qui contient des traces d'azote joue vraisemblablement un rôle analogue. Par contre, dans le cas des meilleures souches (9 B et 9 J), on obtient des résultats très voisins quelle que soit la composition du milieu de culture après 30 jours d'incubation. Il apparaît donc que, pour ces deux souches, la présence des facteurs de croissance contenus dans l'extrait de levure et de trois vitamines (thiamine, biotine, acide p-aminobenzoïque) est suffisante pour obtenir la croissance optimale dans un milieu minéral dépourvu d'azote et contenant de l'hexadécane comme source de carbone.

TABLEAU 4

Détermination de la consommation d'hexadécane en p. 100 dans les milieux diversement enrichis (fioles agitées, 30°C)

Souche	Milieu	p. 100 d'hexadécane consommé après incubation	
		9 jours	30 jours
9 B	1	77	95
	2	13	85
	3	29	76
	4	28	86
9 J	1	54	93
	2	13	82
	3	19	85
	4	14	77
12	1	34	53
	2	15	22
	3	20	31
	4	12	16
C	1	34	54
	2	20	27
	3	11	27
	4	—	—
P_1	1	26	77
	2	9	27
	3	11	—
	4	—	33
PB_7	1	52	88
	2	24	55
	3	20	81
	4	19	—

Milieu 1 : milieu avec facteurs de croissance + 10 mg/l NO_3NH_4.
Milieu 2 : milieu avec facteurs de croissance.
Milieu 3 : milieu 2 + 5 ml/l d'extrait de terre obtenu par autoclavage.
Milieu 4 : milieu 2 + 20 ml/l d'extrait de terre obtenu par filtration.

TABLEAU 5

Détermination de la biomasse

(25 ml de milieu minéral additionné de facteurs de croissance dans des fioles Erlenmeyer de 150 ml incubées 30 jours à 30°C)

Souches	Biomasse en mg/l (en poids sec)	
	sans agitation	avec agitation
Arthrobacter 7	52	102
Arthrobacter 9J	88	108
Arthrobacter 10	—	72
Arthrobacter 11	—	72
Mycococcus 12	—	52

3. 3. — *Détermination de la biomasse obtenue*

On a déterminé la biomasse de cinq souches (7, 9 J, 10, 11, 12) après 30 jours d'incubation à 30°C dans des fioles agitées (agitateur rotatif Biolaffitte) et non agitées, contenant de l'hexadécane et un milieu minéral sans azote additionné de facteurs de croissance. Les résultats obtenus sont résumés dans le tableau 5. La comparaison des résultats met en évidence le rôle de l'agitation qui favorise l'aération et la dispersion de l'hexadécane. Étant donné que la souche 9 J donne les meilleurs résultats en ce qui concerne la biomasse et la consommation d'hexadécane, elle a été cultivée dans deux fermenteurs (en fonctionnement discontinu) contenant chacun 500 ml du même milieu minéral additionné des facteurs de croissance, avec et sans extrait de terre préparé après autoclavage (10 ml).

Comme il s'agit d'une souche *d'Arthrobacter* dont les formes coccoïdes sont très petites, la biomasse a été mesurée après centrifugation, puis après filtration du surnageant qui contenait encore de nombreuses cellules observables à l'examen microscopique.

Les résultats comparables aux précédents (tabl. 5), sont résumés dans le tableau 6.

TABLEAU 6

Biomasse en poids sec d'une culture d'Arthrobacter 9 J *en fermenteur après incubation de 30 jours à 30°C* (en présence d'hexadécane)

Milieu minéral	Inoculum (nombre de cellules/ml)	Biomasse obtenue par centrifugation (mg/l)	Biomasse obtenue par filtration (mg/l)	Biomasse totale (mg/l)
Plus facteurs de croissance	14×10^4	67	49	116
Plus facteurs de croissance et extrait de terre	5×10^4	51	80	131

Il est possible de calculer le rendement de la fixation (tabl. 7). On détermine la quantité d'hexadécane consommé en tenant compte de l'évaporation mesurée dans le cas d'un fermenteur non inoculé. On obtient un poids sec de cellules (120 mg/l) ayant une teneur moyenne en protéines d'environ 50 p. 100 (contenant 15 p. 100 d'azote).

Le rendement en azote fixé par g d'hexadécane consommé est égal à :

$$120 \times \frac{50}{100} \times \frac{15}{100} = 9 \text{ mg}$$

Il est du même ordre de grandeur que celui des bactéries fixatrices d'azote utilisant des sources de carbone autres que les hydrocarbures (DOMMERGUES et MANGENOT, 1970).

TABLEAU 7

Rendement de la fixation de l'azote par une souche d'Arthrobacter 9 J *utilisant l'hexadécane comme source de carbone*

Poids sec de cellules en mg/l	Quantité d'hexadécane fournie en mg/l	Quantité d'hexadécane évaporée en mg/l	Quantité d'hexadécane consommée en mg/l	Rendement de la culture en mg de cellules pour 100 mg d'hexadécane	Poids d'azote fixé en mg/g d'hexadécane consommé
120	3 000	1 650	945	12	9

3. 4. — *Mesure du taux de croissance*

On a réalisé une culture continue de la souche 9 J qui donne les meilleurs résultats dans un gazosiphon (fig. 1). Après 15 jours d'incubation à 30°C sans renouveler le milieu, on fait varier le taux de dilution, et l'on dénombre les cellules revivifiables tous les jours (gélose trypticase-soja BD Mérieux). Les résultats sont résumés dans le tableau 8 :

TABLEAU 8

Évolution du nombre de cellules viables en fonction du taux de dilution
(culture continue de la souche 9 J)

Durée d'incubation	Volume renouvelé (ml/jour)		Nombre de cellules viables/ml
0	0		10^4
15	0		21×10^6
16	570		21×10^6
17	550		—
18	650		—
19	710		—
20	810		15×10^6
21	1 200		5×10^5
22	980	palier $D = \mu$	4×10^5
23	850		4×10^5
24	880		4×10^5
25	1 250	lessivage	$3{,}5 \times 10^5$
26	1 450		2×10^4
27	1 420		10^4

L'état stationnaire apparent est obtenu lorsqu'on renouvelle environ 900 ml de milieu/jour, soit $\frac{900}{24} = 37{,}4$ ml/heure. Sachant que le volume du fermenteur est de 2 400 ml, on peut calculer le taux de dilution :

$$D = \frac{37,4}{2\,400} = 0,0154\ h^{-1}$$

A l'équilibre le taux de croissance népérien μ est égal au taux de dilution, ce qui permet de calculer le temps de génération $tg = \frac{0,69}{0,0154}$, soit 44 heures. Ce temps de génération élevé est dû à une lente fixation de l'azote, car en présence d'azote ammoniacal, la croissance est beaucoup plus rapide (tabl. 4).

CONCLUSION

On a identifié onze souches du genre *Arthrobacter* et une souche du genre *Micrococcus* capables de fixer l'azote tout en utilisant l'hexadécane comme source de carbone. Des auteurs avaient déjà isolé des souches d'*Arthrobacter* fixant l'azote dans des sols du Sud de la Pologne (SMYK, 1970), ou utilisant l'hexadécane comme source de carbone (KLEIN et DAVIS, 1968), mais jamais des souches douées de ces deux propriétés n'ont été découvertes. Le rendement de la fixation est comparable à celui des souches d'*Arthrobacter* utilisant le glucose, lequel est compris entre 20 et 30 mg d'azote/g de glucose utilisé (SMYK, 1970). Comme ces souches ont une croissance rapide dans un milieu organique complexe, il serait possible de les cultiver en grandes quantités à l'échelle industrielle et de pouvoir réaliser une expérience agronomique de longue durée pour essayer de mettre en évidence une fixation d'azote après apport de mulch pétroliers.

Reçu pour publication en janvier 1974.

REMERCIEMENTS

Nous remercions M. Y. DOMMERGUES, Directeur de Recherches au Centre de Pédologie biochimique (C. N. R. S.), qui a fait les dosages de nitrogénase, et M. MOREL, Professeur à l'Institut national agronomique Paris-Grignon, qui nous a aidés dans la réalisation des cultures d'enrichissement.

SUMMARY

ATMOSPHERIC NITROGEN FIXATION BY BACTERIA USING HEXADECANE AS THE CARBON AND ENERGY SOURCE

From different soil samples and from a refinery filter twelve nitrogen-fixing strains of bacteria were isolated usin hexadecane as the source of carbon and energy.

The strains concerned belong to genus *Arthrobacter* and genus *Micrococcus*. The contribution of growth factors contained in yeast extract and in three vitamins (biotin, thiamin and para aminobenzoic acid) promotes growth. The generation time of the best strain obtained in continuous culture is in the region of 44 hours, while the highest biomass does not exceed 120 mg per litre dry weight after 30 days incubation at 30°C. It is calculated that fixation yield is in the region of 9 mg for 1 g hexadecane consumed.

ZUSAMMENFASSUNG

DIE BINDUNG VON ATMOSPHÄRISCHEM STICKSTOFF DURCH BAKTERIEN, DIE HEXADEKAN ALS KOHLENSTOFF- UND ENERGIEQUELLE BENUTZEN

Zwölf Stämme, die die Fähigkeit besitzen, Stickstoff mit Hilfe von Hexadekan als Kohlenstoff- und Energiequelle zu binden, wuden aus verschiedenen Bodenproben und aus dem Filter einer Raffinerie isoliert.

Es handelt sich um Stämme, die den Arten *Arthrobacter* und *Mycococcus* angehören. Die Zuführung von Wachstumsfaktoren, die aus einem Extrakt von Hefe und drei Vitaminen stammen (Biotin, Thiamin und Paraaminobenzoesäure), wirkte wachstumsfördernd. Die Herstellungsdauer des besten Stammes — erzeugt in kontinuierlicher Kultur, beträgt ungefäht 44 Stunden, während die grösste Biomasse 120 mg Trockensubstanz pro Liter nach 30 Tagen Inkubation bei 30°C nicht überschreitet. Berechnungen zeigen, dass die Bindungsausbeute von der Grössenordnung 9 mg Stickstoff für 1 g verbrauchten Hexadekans ist.

РЕЗЮМЕ

Ж. РИВЬЕР, Ж. УДО, Ж. ЖОНКЕР, Г. ГАТЕЛЛЬЕ

Фиксация атмосферного азота бактериями употребляющими гексадекан в качестве источника углерода и энергии.

Двенадцать клонов бактерий фиксирующих азот, с гексадеканом в качестве источника углерода и энергии, были изолированы из разных почвенных проб и фильтров сахароочистительных заводов.

Клоны эти принадлежат к родам Arthrobacter и Mycococcus. Внесение в среду культуры регуляторов роста, содержащихся в дрожжевом экстракте, и трех витаминов (биотин, тиамин и парааминобензойная кислота) способствуст их росту. Время генерации лучшего из клонов, полученное в непрерывной культуре, равняется приблизительно 44-м часам, в то время как полученная биомасса не превышает 120-ти мг. сухого вещества на 1 литр, после 30-ти дневной инкубации при 30 °Ц. Рассичитано, что продуктивность фиксации азота этими бактериями, приблизительно равняется 9-ти мг. азота на 1 гр. потребленного гексадекана.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ARENSHTEIN A. M., 1961. Role of Azotobacter in the biological purification of petroleum waste waters. *Mikrobiologiya*, **31**, 680-3.

BREED R. S., MURRAY E. G. D., SMITH N. R., 1957. *Bergey's Manual of determinative Bacteriology*, 7e ed. Williams et Wilkins, Baltimore.

BUTTIAUX R., BEERENS H., TACQUET A., 1966. *Manuel de techniques bactériologiques*. Editions médicales, Flammarion.

COTY V. F., TRENTON N. J., 1964. Method of fixing nitrogen utilizing *Azotobacter aromaticum*. *U. S. Patent*, **3**, 387-964.

COTY V. F., TRENTON N. J., DAVIS J. B., 1964. Method of fixing nitrogen utilizing *Azotobacter oleovorans*. *U. S. Patent*, 3, 393-063.

COTY V. F., TRENTON N. J., DAVIS J. B., 1965. Method of fixing nitrogen utilizing *Mycobacterium butanitrificans*. *U. S. Patent*, 3, 390-975.

DAVIES G. H. G., 1955. The classification of lactobocilli from the human mouth. *J. Gen. Microb.*, **13**, 163.

DAVIS J. B., 1952. Studies on soil samples from a « paraffin dirt » bed. *Bull. Am. Assoc. Petrol. Geologists*, **36**, 2186-8.

DAVIS J. B., COTY V. F., STANLEY J. P., 1964. Atmospheric nitrogen fixation by methane-oxidizing bacteria. *J. Bact.*, **88**, 468-72.

DAVIS J. B., STANLEY J. P., 1962. Microbiological nitrogen fixation. *U. S. Patent*, 3, 210-179.

DAVIS C. E., NEWTON K. C., 1969. Numerical taxonomy of some named coryneform bacteria. *J. Gen. Microbiol.*, **56**, 195-214.

GATELLIER C. R., 1970. La Biochimie des hydrocarbures ; son champ d'applications industrielles. *Journées Centre Perfectionnement Technique* (3 mars 1970).

GONTCHAROFF N., 1971. *Clé d'identification des bactéries hétérotrophes*. Dunod Ed.

GORDON R. E., SMITH M. M., 1955. Proposed group of characters for the separation of *Streptomyces* from Nocardia. *J. Bact.*, **69**, 147.

HARPER H. J., 1939. The effect of natural gas on the growth of microorganisms and the accumulation of nitrogen and organic matter in the soil. *Soil Sci.*, **48**, 461-6.

HARRINGTON B. J., 1966. A numerical taxonomical study of some Corynebacteria and related organisms. *J. Gen. Microbiol.*, **45**, 81.

IZYUROVA A. I., 1952. The rate of oxidation of petroleum products in water without the addition of nitrogen. *Gigiena i Sanit*, **7**, 12-17.

JEFFRIES C. D., HOLTMAN D. F., GUSE D. G., 1957. Rapid method for determining the activity of microorganisms on nucleic acids. *J. Bact.*, **73**, 590.

KLEIN D. A., DAVIS J. A., 1968. Oxidation of *n* alcanes to cetones by an *Arthrobacter* Species. *Anton. Van Leeuwenhock*, **34**, 495-503.

KOUPENOV L. G., 1969. *L'isolement et l'étude des bactéries oxydant les hydrocarbures avec fixation d'azote moléculaire*. Rapport interne IFP réf. 16989 (mai 1969).

LINE M. A., LOUTIT M. W., 1971. Non symbiotic nitrogen fixing organisms from some New-Zealand Tussock Grassland soils. *J. Gen. Microbiol.*, **66**, 309-318.

MIYOSHI M., 1895. Die Durchborung von Membranen durch Pilzfäden. *Jahrb. wiss. Botan.*, **28**, 269-289.

NYNS E. J., 1968. Valorisation de la biologie des hydrocarbures. *Rev. Ferm. Ind. Alim.* **22**, 149-157.

PICKERING S. U., 1909. The action of heat and antiseptics on soils. *J. Agri. Sc.*, **3**, 32-54.

SMYK B., 1970. Fixation of atmospheric nitrogen by the strains of *Arthrobacter*. *Zentr. Bakteriol. Abt.*, 2, **124**, 231-237.

SCHOLLENBERGER C. J., 1930. Effect of leaking natural gas upon the soil. *Soil Sci.*, **29**, 261-6.

TSUKAMARA M., 1966. Adansonian classification of Mycobacteria. *J. Gen. Microb.*, **45**, 253-273.

VERON M., GASSER F., 1963. Production d'hydrogène sulfuré par les Enterobactéries. *Ann. Inst. Past.*, **105**, 524.

WILLIS A. T., 1960. Lipolytic activity of some Clostridia. *J. Path. Bact.*, **80**, 379.

Ann. agron., 1974, **25** (4), 645-653.

NOTE ANALYTIQUE

INFLUENCE DU MODE DE DESSICATION DES ÉCHANTILLONS VÉGÉTAUX SUR LA TENEUR EN SOUFRE TOTAL

Ginette SIMON-SYLVESTRE
avec la collaboration technique d'Andrée BEAUMONT

Station d'Agronomie,
Centre national de recherches agronomiques, I. N. R. A.,
78000 Versailles

RÉSUMÉ

Le séchage des échantillons végétaux en vue du dosage du soufre demande quelques précautions. Après avoir étudié l'influence de la température de dessiccation sur la teneur en soufre de différents végétaux de diverses familles, l'auteur propose un mode opératoire qui permet d'obtenir les résultats les plus proches de la réalité.

INTRODUCTION

Dans certaines familles végétales, une partie du soufre organique des plantes est constituée de composés aromatiques volatils, lesquels, d'après DIJKSHOORN et VAN WIJK (1967), représenteraient chez le Chou et les autres *Brassica*, 30 p. 100 du soufre organique total, alors que ce pourcentage ne dépasserait pas 5 p. 100 chez la Luzerne, le Trèfle ou la Betterave. Le disulfure d'allyle $(C_3H_6)_2S_2$, rencontré dans un grand nombre de Crucifères, serait le plus important de ces composés volatils. Il arrive également, comme chez *Allium cepa*, que l'arôme et la saveur soient la conséquence d'une association de plusieurs composés, ainsi que BRODNITZ et ses collaborateurs ont pu le mettre en évidence par chromatographie en phase gazeuse (1969). Tous ces composés soufrés odorants et sapides sont labiles : la dessiccation entraînerait une disparition de 30 à 50 p. 100 de ceux-ci (BERNHARD, 1969). Il y a une quarantaine d'années, G. BERTRAND et SILBERSTEIN (1930) avaient déjà observé pour un échantillon végétal une perte de soufre, lors de la dessiccation à 100°. Ils s'étaient alors préoccupés de cette phase préliminaire et avaient recommandé pour les dosages de soufre chez les plantes à essences sulfurées, chez les Crucifères et chez les Liliacées, d'opérer directement sur du matériel végétal frais. Actuellement, les auteurs omettent souvent d'indiquer avec précision la façon de préparer les échantillons végétaux, dont l'importance cependant est loin d'être négligeable. Quelques-uns, toutefois, signalent dans leur mode opératoire

la température de séchage, mais sans donner les raisons de leur choix. Cette température varie d'ailleurs dans de larges limites, d'un chercheur à un autre, ainsi qu'en témoignent les quelques exemples rapportés dans le tableau 1.

TABLEAU I

Auteur	Plante expérimentée	Température de dessiccation et mode opératoire
ANSTETT 1972	Plantes maraîchères	40°C sous vide
STEWART 1969	*Triticum aestivum* *Zea Mays* *Phaseolus vulgaris*	55°C pendant 16 h
BEATON 1969	*Medicago sativa*	65°C au four
ULRICH 1967	*Medicago sativa* *Lolium multiflorum*	70°C avec ventilation
OKE 1969	*Cajanus Cajan* *Cyamopsis tetragonoloba*	95°C pendant une nuit
DELMAS 1967	*Medicago sativa*	105°C
SPENCER 1969	*Trifolium subterraneum*	au four, avec courant d'air
MCLACHLAN 1968	*Trifolium subterraneum* *Phalaris tuberosa*	au four

Aussi nous a-t-il paru intéressant d'aborder ce sujet en étudiant l'influence de la température de dessiccation des échantillons végétaux sur leur teneur en soufre total. Il est, en effet, difficile d'opérer sur du matériel frais, comme le conseillaient G. BERTRAND et SILBERSTEIN, car il se pose alors un problème de préparation et d'homogénéisation des échantillons.

MODE OPÉRATOIRE ET TECHNIQUE D'ANALYSE

Ce travail a été réalisé sur des plantes appartenant à diverses familles végétales : Graminées, Liliacées, Linacées, Ombellifères, Labiacées, Crucifères, Lauracées, Composées, Solanacées.

Préparation des échantillons végétaux

Chaque échantillon végétal frais est fractionné en cinq lots, de la manière la plus régulière possible. C'est ainsi que chaque carotte, chaque céleri, chaque caïeu d'ail... est partagé dans le sens vertical en cinq parties de tailles aussi voisines que possible ; les tiges et les pétioles de certaines plantes sont éliminés au cas où ils n'auraient pas la même composition que le limbe, et seul celui-ci est analysé : cas du persil, du cerfeuil. Ces divers lots, disposés en couche mince, sont mis à sécher à cinq températures différentes [1] :

— à la température du laboratoire ;
— dans une étuve à 45°C ;
— dans une étuve ventilée, à 60°C ;
— dans un four infra-rouge 65-70°C ;
— dans une étuve à 105°C.

[1] Des difficultés matérielles, notamment la préparation d'un petit échantillon homogène nous ont empêchées d'ajouter dans notre série un lot lyophilisé.

Une fois secs et cassants, les divers échantillons végétaux sont broyés, d'abord grossièrement, puis finement, le dernier broyage étant assuré par un broyeur à billes d'acier afin de réduire parfaitement en poudre les parties les plus lignifiées et de permettre ainsi l'obtention d'un échantillon fin bien homogène.

Dosage du soufre total

La méthode utilisée résulte d'un compromis entre une méthode publiée dans le livre d'analyses chimiques A. O. A. C. (1) et une communication verbale du Dr Russell (1956) ; nous y avons également ajouté quelques perfectionnements.

Cette méthode comprend une imbibition parfaite, pendant une nuit, de la poudre végétale avec du nitrate de magnésium (4 ml de Mg $(NO_3)_2$ à 150 g MgO par litre, pour 500 mg de matière végétale ou 250 mg si l'échantillon est présumé très riche en soufre). Le passage au bain de sable électrique, le lendemain, entraîne une élimination de vapeurs nitreuses et l'évaporation à sec est poursuivie jusqu'à l'apparition de taches blanches sur le magma gonflé. Ensuite, une calcination à 520°C pendant 40 minutes permet d'obtenir un produit parfaitement blanc qui est repris par 25 ml HCl 2 N, fractionnés et chauffés légèrement. La détermination des sulfates par turbidimétrie, suivant une technique indiquée précédemment (Simon-Sylvestre, 1969), est alors effectuée sur une partie aliquote du filtrat (généralement 1/5) obtenu parfaitement clair après deux filtrations séparées par une centrifugation. Il faut ajouter dans chaque fiole 1 ml d'hydroxylamine à 5 p. 100, afin de réduire le fer et d'empêcher l'apparition d'une coloration, et en outre, dans les fioles de la gamme, une quantité de Mg sous forme chlorure équivalente à celle du nitrate ajouté pour imbiber les échantillons végétaux (dans le cas de dosage sur 1/5 de la totalité de la prise d'essai, il faut mettre 3 ml d'une solution à 200 g $MgCl_2$ par litre d'HCl au 1/10).

Plusieurs essais ont été réalisés au laboratoire pour déterminer l'importance des variations auxquelles son pouvait s'attendre, aussi bien de la part du dosage lui-même que de la part de la méthode et de l'échantillonnage.

Variations dues à la technique du dosage (précipitation des sulfates par $BaCl_2$). Le dosage final a été effectué huit fois sur le même filtrat, obtenu après la reprise des cendres à l'acide chlorhydrique dilué, pour trois échantillons végétaux de richesse différente (tabl. 2).

TABLEAU 2

Discussion statistique sur la détermination des sulfates

Végétal	Pommes de terre (tubercules)	Luzerne (3e coupe)	Ail (caïeu)
S (p. 1 000) (matière sèche)	1,45	3,21	5,94
	1,53	3,23	6,14
	1,49	3,06	6,14
	1,45	3,18	6,08
	1,45	3,19	5,94
	1,53	3,14	5,48
	1,45	3,14	5,90
	1,49	3,13	5,90
Moyenne	1,48	3,16	5,94
Écart type	0,035	0,053	0,212
Coefficient de variation p. 100	2,39	1,70	3,57

(1) A. O. A. C. : Association of Official Agricultural Chemists.

En suivant les conditions recommandées pour la turbidimétrie, les résultats obtenus sont satisfaisants.

Variations dues à l'échantillonnage et à la méthode.

La même poudre végétale a été analysée plusieurs fois (5 ou 6 fois) (tabl. 3).

TABLEAU 3

Discussion statistique sur la méthode de détermination du soufre dans les végétaux

Végétal	Pommes de terre (tubercules)	Luzerne (3e coupe)	Colza de printemps (début de floraison)
S (p. 1 000) (matière sèche)	1,54 1,45 1,52 1,45 1,50 1,45	3,01 3,01 3,21 3,19 3,18 3,14	7,58 7,54 7,70 7,38 7,50
Moyenne	1,485	3,123	7,54
Écart-type	0,040	0,0908	0,013
Coefficient de variation p. 100	2,71	2,91	1,55

Ces divers coefficients de variation sont faibles et voisins de ceux calculés précédemment pour la détermination finale. Là encore, les résultats sont très corrects, car à la variation due à la méthode d'analyse s'ajoute la variation provenant de l'imparfaite homogénéité des échantillons.

Les chiffres fournis par cette méthode concordent avec ceux obtenus par les méthodes physiques, notamment par fluorescence X (SOUTY et GUENNELON, 1967 ; SIMON-SYLVESTRE et TROCMÉ, 1972). Il faut également signaler à l'avantage de cette méthode le fait qu'elle est rapide, et que certains laboratoires ont pu l'adopter pour leur chaîne d'analyses végétales.

RÉSULTATS DES ANALYSES

Dans le tableau 4 sont consignées les teneurs en soufre total de végétaux dont le séchage a été opéré à des températures différentes. Cet élément, dosé selon la méthode décrite précédemment, est exprimé en p. 1 000 de matière séchée à 105°C.

L'examen du tableau 4 fait apparaître clairement, pour certains échantillons végétaux, une modification de la teneur en soufre total en fonction de la température de dessiccation. A quelques exceptions près, elle s'abaisse quand la température de dessiccation s'élève depuis celle du laboratoire jusqu'à 105°, traduisant ainsi l'existence de pertes de soufre volatil causées par un séchage intense. Alors que certains échantillons végétaux (blé, ray-grass, lin, tubercules de pommes de terre) ne subissent pas, ou que très peu (de l'ordre de 5 p. 100), de modifications de leur composi-

TABLEAU 4

S p. 1000 de matière sèche

Influence du mode de dessiccation sur la teneur en Soufre total de divers végétaux

Famille végétale	Plante	Organe analysé	Mode de séchage				
			A l'air	Étuve à 45°C	Étuve ventilée à 60°C	Four infrarouge	Étuve à 105°C
Graminées	blé (floraison)	plante entière	1,31	—	—	1,30	1,32
	ray-grass (floraison)	partie aérienne	4,23	3,97	—	3,91	4,17
Liliacées	asperge	turion	5,24	5,22	—	4,74	4,71
	ciboulette	part. aér.	7,43	6,58	6,15	5,74	5,22
	oignon	bulbe	6,19	5,33	5,18	5,00	4,75
	ail	caïeu	6,58	6,00	5,84	5,47	5,34
	poireau	part. aér.	6,09	5,52	—	5,60	4,72
Linacées	lin (flor.)	plante ent.	1,72	1,77	—	1,68	1,67
Ombellifères	cerfeuil	feuille	4,21	4,07	4,00	3,95	3,95
	angélique	tige	1,01	0,915	0,95	0,93	0,94
	persil	feuille	4,08	3,88	3,83	3,76	3,68
	céleri	racine	1,42	1,32	—	1,17	1,16
		feuille	34,23	35,77	—	32,26	30,77
	carotte	feuille	5,94	5,72	—	5,63	5,30
		racine	1,78	1,73	—	1,55	1,53
Labiacées	menthe	tiges et feuille	4,54	4,40	4,25	4,22	4,26
Crucifères	colza hiver (fin flor.)	part. aér.	5,95	5,93	—	5,45	5,50
	raifort	racine	10,48	10,12	10,44	10,44	9,60
	cresson	tige et feuille	17,21	16,19	16,40	16,33	15,97
Lauracées	laurier	feuille	2,07	1,90	—	1,80	1,78
Composées	seneçon	plante entière	4,44	3,88	—	3,83	3,77
	estragon	feuille et tige	5,93	5,44	5,33	5,45	5,22
Solanacées	pomme de terre	tubercule	1,67	1,70	—	1,61	1,57

tion, d'autres voient leurs teneurs s'abaisser (généralement pour la température de séchage la plus élevée) :

	P. 100
Asperges, cerfeuil, tiges d'angélique, persil, feuilles de céleri, fanes de carottes, menthe, racines de raifort, cresson, estragon....	10
Carottes, laurier, séneçon	15
Ail, poireau, racines de céleri, colza d'hiver	20
Oignon	25
Ciboulette	30

Les Liliacées, les plantes aromatiques, les Crucifères sont les plus touchées. Dès 45°C, cette perte de soufre est déjà perceptible chez certains végétaux (environ 10 p. 100 pour le poireau, l'ail, la ciboulette). Il s'agirait bien là d'un appauvrissement en soufre pour les échantillons les plus desséchés et non d'un enrichissement relatif pour ceux laissés à la température du laboratoire, enrichissement qui aurait pu se produire dans le cas d'une perte de matière végétale consécutive par exemple à une mauvaise dessiccation, telle une fermentation. Or, les quelques vérifications faites à ce sujet ne révèlent pas de disparition de matière végétale au séchage aux erreurs d'expérience près (tabl. 5). Elles viennent au contraire étayer la présomption énoncée ci-dessus, à savoir un effet préjudiciable de la température sur la teneur en soufre des échantillons végétaux.

TABLEAU 5

Pourcentage de matière végétale restant après le séchage (rapportée à 105°C)
Influence du mode de dessiccation

Plante	A l'air	Étuve à 45°C	Étuve ventilée à 60°C	Four infrarouge	Étuve à 105°C
Ray-grass	20,0	20,6	—	19,35	19,0
Asperge	6,38	6,16	—	6,20	6,70
Ciboulette	9,74	9,20	9,84	9,91	9,62
Oignon	8,16	8,60	8,99	9,02	8,90
Ail	36,58	36,81	36,67	37,07	36,19
Poireau	11,05	11,05	—	10,95	11,20
Cerfeuil	14,19	14,19	14,25	13,96	14,05
Angélique (tiges)	11,23	11,30	11,67	11,71	11,77
Persil	17,68	17,94	18,18	18,31	18,29
Céleri :					
racines	9,55	8,90	—	11,0	11,0
feuilles	14,5	14,6	—	14,20	14,70
Carotte :					
feuilles	13,0	12,25	—	13,20	12,95
racines	8,80	—	—	9,10	8,90
Menthe.....	18,75	19,61	20,53	19,90	19,99
Raifort :					
racines	30,87	30,41	31,59	31,43	31,93
Cresson	7,43	7,53	7,71	7,76	7,70
Laurier.....	45,30	45,10	—	44,65	43,55
Séneçon	8,85	8,85	—	8,70	9,20
Estragon	10,81	11,25	11,39	11,40	11,35
Pommes de terre (tubercules)	25,15	24,75	—	25,15	25,15

Le choix de la température du laboratoire comme température de référence, n'est d'ailleurs pas exempt de critiques. En effet, chez certains échantillons végétaux, le séchage à l'air entraîne déjà une diminution de la teneur en soufre. C'est ainsi que la ciboulette (*Allium Schoenoprasum*) voit son taux de soufre s'abaisser notablement pour un échantillon séché au laboratoire comparativement à un échantillon homologue analysé à l'état frais :

analysé à l'état frais	5,78 S p. 1 000
séché à l'air avant l'analyse.....	5,08 S p. 1 000

Cette remarque concerne principalement les échantillons appartenant à certaines familles végétales : Crucifères, Liliacées, Ombellifères. D'ailleurs, ces pertes de soufre sont sans doute accrues lors de la préparation des échantillons : la coupe des végétaux frais peut entraîner chez les cellules, des blessures d'où s'échappent alors les composés soufrés volatils. Il serait sans doute préférable de laisser sécher les échantillons entiers avant de les fractionner.

D'autre part, l'entreposage, parfois long, des échantillons végétaux risque d'amener des contaminations si l'atmosphère environnante est très polluée, notamment en anhydride sulfureux. Toutefois, au laboratoire, en atmosphère normale, il n'a pas été observé d'enrichissement en soufre d'échantillons de ciboulette laissés à l'air 35 et 56 jours, comparativement à celui resté seulement 15 jours.

CONCLUSIONS

D'après les divers résultats obtenus, il semble que, pour la préparation des échantillons végétaux en vue du dosage du soufre total, il faille adopter une ligne de conduite voisine de celle préconisée en pharmacie pour les plantes médicinales renfermant des huiles essentielles. Les pharmaciens ont un problème voisin du nôtre puisqu'il s'agit pour eux de conserver les propriétés des plantes, et pour cela, l'intégralité de la formule chimique des différents composés. Dans notre cas, il faut chercher à garder la totalité de la matière végétale en évitant des pertes des composés volatils. Nous pensons que la solution préférentielle serait, comme le conseillait Paris en 1959 pour les plantes médicinales, d'opérer à la température ordinaire, mais en couche mince et avec une ventilation (modérée) afin de raccourcir la durée de la dessiccation. Cette technique n'est toutefois pas idéale. A la nécessité de posséder un local à l'abri de toute pollution et suffisamment spacieux pour entreposer les échantillons végétaux, s'ajoute le fait que, dans certains cas, des pertes de soufre volatil se produisent déjà à la température du laboratoire, mais heureusement, elles n'intéressent que quelques familles végétales dont l'importance en agriculture est limitée.

Mis à part ces divers inconvénients, le séchage des échantillons végétaux à la température du laboratoire paraît être, au point de vue pratique, une solution acceptable pour réduire au maximum les pertes de soufre volatil et fournir ainsi des poudres végétales dont la teneur en soufre se rapproche le mieux de celle de la plante sur pied.

Reçu pour publication en janvier 1974.

SUMMARY

INFLUENCE OF THE METHOD OF DRYING PLANT SPECIMENS ON THE TOTAL SULPHUR CONTENT

The drying of plant specimens with a view to determine sulphur content requires certain precautions. After studying the influence of drying temperature on the sulphur content of different plants from various families, the author proposes a mode of operation that permits the most realistic results to be obtained.

ZUSAMMENFASSUNG

EINFLUSS DES TROCKNUNGSREGIMES VON PFLANZLICHEN PROBEN AUF DEN GESAMTGEHALT AN SCHWEFEL

Die Trocknung von pflanzlichen Problen für die Dosierung von Schwefel erfordert einige Vorsichtsmassnahmen. Nach einer Untersuchung des Einflusses der Trocknungstemperatur auf den Schwefelgehalt verschiedner Pflanzen diverser Familien schlägt der Autor ein Trocknungsregime vor, welches ermöglicht die der Wirklichkeit am nächsten liegenden Ergebnisse zu erhalten.

РЕЗЮМЕ

Ж. СИМОН-СИЛЬВЕСТР

Влияние способов высушивания растительных образцов на общее содержание серы.

Высушивание растительных образцов, для дозировки в них серы, требует принятия некоторых мер предосторожности. Рассмотрев влияние температуры высушивания на содержание серы в разных листьях различных растений, автор предлагает процедуру позволяющую получить результаты наиболее приближающиеся к действительности.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANSTETT A., 1972. Les exportations en soufre, en maraîchage de pleine terre. *Ann. agron.*, nº hors série, 57-79.

BEATON J. D., HUBBARD W. A., 1969. High analysis granular sulphur assemblages as sources of sulphur for lucerne. *Plant and Soil*, XXX (3), 373-390.

BERNHARD R. A., 1969. The sulfur components of Allium species as flavoring matter. *Qual. Plant. Materiae veg.*, **18**, 1-3, 72-84.

BERTRAND G., SILBERSTEIN L., 1930. Sur le dosage du soufre et du phosphore dans les plantes. *Ann. agron.*, 319-323.

BRODNITZ M. H., POLLOCK C. L., VALLON P. P., 1969. Flavor component of onion oil. *J. Agric. Food Chem.* **17**., 4, 760-763.

DELAS J., DUTIL P., JUSTE C., TAUZIN J., 1967. Carence en soufre de la luzerne en sol de Charente. Résultats d'essais en serre. *C. R. Acad. Agric.*, 947-956.

DIJKSHOORN W., VAN WIJK A. L., 1967. The sulphur requirements of plants as evidenced by the sulphur nitrogen ratio in the organic matter. A review of published data. *Plant and Soil* XXVI (1), 129-157.

MCLACHLAN K. D., de MARCO D. G., 1968. The influence of time of application of gypsum and elemental sulphur on the pasture response to sulphur. *Aust. J. exp. Agric. anim. Husb.*, **8**, 35, 725-730.

OKE O. L., 1969. Sulphur nutrition of legumes. *Exp. Agric.*, **5**, 2, 111-116.

PARIS R., 1969. Le problème de la dessiccation des plantes médicinales. *Trav. lab. Mat. Med. Pharm. Galen., Fac. pharm. Paris*, **54**, 7-13.

SIMON-SYLVESTRE G., 1969. Les sulfates solubles du sol. *Ann. agron.*, **20** (4), 435-447.

SIMON-SYLVESTRE G., TROCMÉ S., 1972. Enquête sur le dosage du soufre dans les végétaux (diffusion interne).

SOUTY N., GUENNELON R., 1967. Essai de dosage des éléments minéraux dans les végétaux. I. Soufre, dosage chimique (bombe à oxygène) et dosage par fluorescence X. *Ann. agron.* (6), 653-667.

SPENCER K., BOUMA D., MOYE D. V., BOWLING E. J., 1969. Assessment of the phosphorus and sulphur status of subterranean clover pastures. *Aust. J. exp. Agric. anim. Husb.*, **9**, 310-366.

STEWART B. A., PORTER L. K., 1969. Nitrogen-sulfur relationships in wheat (*Triticum aestivum* L.), corn (*Zea mays*) and beans (*Phaseolus vulgaris*). *Agron. J.* **61**, 2, 267-271.

ULRICH A., TABATABAI M. A., OKKI K., JOHNSON C. M., 1967. Sulfur content of alfalfa in relation to growth in filtered and unfiltered air. *Plant and Soil* XXVI (2), 235-251.

ULRICH A., HYLTON Jr, 1968. Sulfur nutrition of italian ryegrass measured by growth and mineral content. *Plant and Soil* XXIX, (2), 274-284.

Ann. agron., 1974, **25** (4), 655-656.

COURTE COMMUNICATION

VARIATION DE LA DENSITÉ STOMATIQUE DE *DIGITARIA SMUTSII* EN FONCTION DE LA FUMURE ET DE L'OMBRAGE

P.-G. SCHOCH et J. SALETTE

Station de Bioclimatologie,
Station d'Agronomie,
Centre de Recherches agronomiques des Antilles et de la Guyane, I. N. R. A.,
Petit-Bourg, Guadeloupe

INTRODUCTION

L'augmentation de rendement du *Digitaria smutsii* sous l'effet d'apports croissants d'azote est liée à l'augmentation de la longueur des feuilles et à l'augmentation du diamètre des touffes. En particulier, le rendement paraît proportionnel à la longueur de la troisième feuille développée, comptée à partir du haut (SALETTE, trav. en cours).

La formation des stomates de *Capsicum annuum* L. semble liée, pour une grande part, aux conditions de culture de la plante, notamment au rayonnement global (SCHOCH, 1972).

Il semblait intéressant de vérifier l'action de l'ombrage et d'étudier celle de la fumure azotée sur la densité stomatique du *Digitaria smutsii*.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les plantes sont cultivées sous serre, en pots contenant 7 kg de terre ; une irrigation quotidienne est apportée après pesée des pots pour ramener la teneur en eau du sol aux 4/5e de la capacité au champ ; deux niveaux de fertilisation azotée sont appliqués : N_1 et N_2 : 0,28 et 2,24 g d'azote par pot. Enfin, l'essai est conduit pour moitié sous ombrage (toile plastique 50 p. 100, traitements : O) et pour moitié sous éclairement maximal (traitements : S).

Neuf troisièmes feuilles (comptées à partir du sommet) sont prélevées sur chacun des quatre traitements. Sur chaque feuille, une empreinte au collodion (SCHOCH, 1972) de l'épiderme supérieur est pratiquée. De chaque empreinte, dix microphotographies sont prises sur lesquelles les stomates sont dénombrés. De cette manière, la densité stomatique est mesurée avec une précision supérieure à 5 p. 100.

RÉSULTATS

Nous notons que la fertilisation azotée n'a aucune influence sur la densité stomatique.

TABLEAU I

Nombre de stomates sur la face supérieure des feuilles de Digitaria smutsii

Traitements	N_1-S	N_2-S	N_1-O	N_2-O
Nbre de stomates au mm² (densité stomatique)	88 ± 5	84 ± 5	53 ± 3	57 ± 3

En revanche, on retrouve le fait (SCHOCH, 1972) que l'ombre réduit considérablement cette densité, de l'ordre de 30 p. 100 dans l'exemple cité. Dans une autre expérience, nous avons retrouvé ce fait sur les stomates de la face supérieure, mais non sur ceux de la face inférieure.

Reçu pour publication en décembre 1973.

RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE

SCHOCH P. G., 1972. Variation de la densité stomatique de *Capsicum annuum* L. en fonction du rayonnement global. *C. R. Acad. Sc.* Paris, **274**, 2496-2498.

Ann. agron., 1974, **25** (4), 657-658.

CHRONIQUE DES LIVRES

BROUZES (P.). — PRÉCIS D'ÉPURATION BIOLOGIQUE PAR BOUES ACTIVÉES. — Paris, Lavoisier « Technique et Documentation », 1973, 277 p.

La première partie de ce Précis d'épuration biologique est destinée à situer les possibilités de l'épuration biologique parmi les diverses techniques utilisables dans la lutte contre la pollution.

La deuxième partie est consacrée à l'analyse théorique des processus, et, en conséquence, elle présente des développements mathématiques importants.

La troisième partie, au contraire, a été rédigée avec le souci de présenter une méthode pratique pour la détermination des ouvrages de traitement et pour le calcul des conditions effectives d'épuration, de telle sorte qu'elle peut être abordée directement. La valeur de la plupart des coefficients devrait être précisée après des études plus systématiques.

La quatrième partie, qui concerne les dispositions pratiques d'exploitation, donne des conseils généraux pour les réglages, les travaux d'entretien préconisés avec les procédés en usage et les méthodes d'analyses courantes. Elle est destinée plus particulièrement aux opérateurs des stations d'épuration.

An. de l'Auteur.

COMMITEE OF PLASTICS IN AGRICULTURE. — PLASTICS IN AGRICULTURE. — Proceedings of the Vth International colloquium, Budapest, June 5-11, 1972 (vol. 1 et 2). Budapest, Information centre of the Ministry of Agriculture and Food, 1974, 1102 p.

Le cinquième colloque international organisé par le comité pour l'utilisation des plastiques en agriculture a rassemblé 490 experts de 33 pays différents.

Quatre-vingt-douze communications y furent présentées, regroupées sous les thèmes suivants :

— Développement mondial de l'utilisation des plastiques en agriculture.
— Équipements plastiques en horticulture.
— Utilisation des plastiques pour le paillage.
— Utilisation des plastiques pour l'emballage et la conservation des produits agricoles.
— Utilisation des plastiques dans les cultures, et en irrigation.
— Utilisation des plastiques dans l'élevage.
— Utilisation des plastiques dans la mécanisation et la construction.

J. L.

BEEK (J.), FRISSEL (M. J.). — SIMULATION OF NITROGEN BEHAVIOUR IN SOILS. — Wageningen, Pudoc, 1973, 67 p. (Simulation monographs).

Cet ouvrage décrit un modèle de simulation pour l'étude de l'évolution de l'azote dans un sol simple cultivé. Le modèle inclut la décomposition microbienne de la matière organique, la nitrification de l'ammoniaque et des processus physiques tels que le mouvement de l'eau, des nitrates et les transferts de chaleur dans le sol. Le programme est écrit en CSMP/360 et des connaissances en Fortran sont utiles au lecteur pour comprendre l'ouvrage.

J. L.

DOST (H.) ed. — ACID SULPHATE SOILS. — Proceedings of the international symposium on acid sulphate soils ; 13-20 August 1972, Wageningen (Netherlands). I. Introductory papers and bibliography. II. Research papers. International Institute for land reclamation and improvement, Publ. nº 18, 295 + 408 p., 1973.

Ce symposium international consacré aux sols acides sulfatés a réuni 87 participants de 25 pays différents. Au cours de 8 séances, les problèmes suivants ont été traités :

1. Formation et accumulation des sulfures.
2. Genèse des sols acides sulfatés.
3. Influence de l'acidité sur les caractéristiques des échanges d'ions et sur le développement de structure stable.
4. Identification des sols acides sulfatés.
5. Physiographie, classification et cartographie.
6. Effet de l'acidité du sol sur l'absorption d'éléments nutritifs par les plantes et la physiologie des plantes et des microorganismes.
7. Organisation des sols acides et pseudo-acides sulfatés, pour l'utilisation agricole et autre.
8. Amélioration et aménagement des sols acides phosphatés existants ou potentiels.

Les comptes-rendus du symposium sont publiés en deux volumes. Le premier contient les communications d'introduction, une carte mondiale des sols acides sulfatés, les références bibliographiques. Le second volume contient les contributions de recherche.

J. L.

Ann. agron., 1974, **25** (4).

CONTENTS

P. Cruiziat. — Determination of the amounts of water lost by the different organs of a plant subjected to a water deficit 539

J. Boiffin, A. Fleury. — Some agronomical consequences of turning over permanent grass-land 555

C. Maertens, R. Blanchet, J. Puech. — The influence of different hydrous systems on the absorption of water and mineral elements by crops. I. — Hydrous systems, root systems and modalities of water supply 575

S. Cuadrado, A. Blanco, Bui Huu Tri. — Study of granulation of a sandy soil in relation to the forage species 587

J. C. Remy, and A. Marin-Lafleche. — Soil analysis : realization of an automatic interpretation programme 607

J. Riviere, J. Oudot, J. Jonqueres, G. Gatellier. — Atmospheric nitrogen fixation by bacteria using hexadecane as the carbon and energy source 633

Analytical note.

Ginette Simon-Sylvestre. — Influence of the method of drying plant specimens on the total sulphur content 645

Short communication.

P. G. Schoch, J. Salette. — Variation of the stomatal density in *Digitaria smutsii* as related to manure and shade 655

Chronique des livres 657

RECOMMANDATIONS AUX AUTEURS

Le manuscrit doit être dactylographié sur papier format 21 × 29,7, avec un double interligne, au recto seulement. Chaque page sera numérotée et des feuilles *séparées* seront utilisées pour les références bibliographiques, les tableaux, les légendes des figures et graphiques, etc.

Au début de chaque mémoire, on indiquera : — *le titre du mémoire :* il ne devra pas comporter d'abréviations ni de formules chimiques (sauf pour les isotopes) ; — *le nom des auteurs*, précédé des initiales du prénom pour les hommes, du prénom complet pour les femmes ; — *le nom des techniciens* ayant collaboré à l'étude relatée, précédé de la mention : avec la collaboration technique de... ; — *le nom de l'établissement*, dans lequel ont été effectuées les recherches et son adresse.

Les mémoires seront rédigés, autant que possible, d'après le plan ci-dessous :
a) *résumé* : (250 mots max.) résumé suffisamment précis pour que sa lecture renseigne sur la nature du travail et son importance ; b) *introduction* dans laquelle on indique l'objet des recherches entreprises en relation avec les travaux déjà effectués dans le domaine ; c) *techniques expérimentales et matériel utilisé*, en donnant, sous une forme concise, tous les détails nécessaires pour que le lecteur puisse répéter les expériences ; d) *résultats*, à présenter de la manière la plus brève possible ; e) *discussion et conclusion ;* f) *titre et résumé* anglais ou destiné à être traduit en anglais comportant une analyse *complète* de l'article ; g) *remerciements* pour les collaborations, les fonds, les dons... ; h) *références bibliographiques*.

Les travaux originaux en anglais doivent présenter la même composition que les mémoires rédigés en français, mais ils comportent obligatoirement un résumé français *très complet*. Les figures, graphiques, tableaux et photographies seront sous-titrés en français.

Pour les autres documents (notes, mises au point, revues, rapports, etc.), l'auteur devra suivre un plan logique et le mettre en évidence par une titration appropriée.

Les références bibliographiques doivent être citées dans le texte de la manière suivante : (Dupont et Duval, 1954). Lorsque la référence comporte plus de trois auteurs, seul le premier auteur sera mentionné, suivi de *et al.* A la fin de l'article, les références constituant la bibliographie doivent être citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, et par ordre de dates pour un même auteur.

Pour les articles : le (s) nom (s) de (s) auteur (s) suivi (s) des initiales du (des) prénom (s) ; la date de parution de l'article ; le titre de l'article (dans la langue originale pour l'allemand, l'anglais, l'italien, l'espagnol et en français dans tous les autres cas, avec indication entre parenthèses de la langue d'origine, sauf si l'auteur étranger a sous-titré dans l'une des quatre langues mentionnées) ; le titre du périodique en abrégé, selon la *World List of Scientific Periodicals*, ou le *Bulletin Signalétique du C. N. R. S.* ; le volume ; la première et la dernière page de l'article.

Pour les ouvrages : le nom de l'auteur avec les initiales du prénom ; la date de l'édition ; le titre complet de l'ouvrage dans la langue originale, sans abréviations (pour les langues utilisant des alphabets autres que l'alphabet latin, la traduction du titre sera donnée entre parenthèses, avec mention de la langue d'origine) ; le volume ; la première et la dernière page du paragraphe se rapportant aux résultats discutés, et, si l'on cite l'ouvrage en entier, le nombre de volumes et le nombre total de pages ; le numéro de l'édition s'il y en a plusieurs ; le nom de l'éditeur ; le lieu de l'édition. Si l'ouvrage est collectif, on indiquera, en plus, le nom de l'auteur du chapitre cité, les noms des rédacteurs principaux, précédés de la mention « in », le titre de l'ouvrage.

La mention de « communications personnelles » ou « données non publiées » etc. doit être faite entre parenthèses. Lorsque l'auteur a relevé une référence dans une revue d'« Abstracts », le mentionner à la fin de la référence, entre parenthèses.

Les tableaux, dessins, graphiques, cartes, photographies, doivent être fournis à part. Les tableaux et figures doivent faire l'objet de deux numérotations distinctes, en chiffres arabes l'une et l'autre.

Les auteurs peuvent disposer leurs tableaux soit dans le sens de la largeur de la revue, soit dans le sens de la longueur. Dans le sens de la largeur, le total des signes et des espaces disponible est de 100. Dans le sens de la longueur, il est de 155. Les tableaux en longueur, c'est-à-dire ceux pouvant disposer de 155 signes, ne seront admis que s'ils comprennent plus de 8 lignes de chiffres, de manière qu'une page entière de la revue ne soit pas occupée par un tableau très long et très étroit. Les graphiques ne doivent pas faire double emploi avec les tableaux.

Les légendes et les énoncés des graphiques et dessins doivent être dactylographiés sur une même feuille séparée et porter les numéros des figures.

Les graphiques, schémas, cartes, dessins d'appareils seront envoyés soit *à l'état définitif* soit *à l'état de projets*, leur exécution définitive étant confiée au Bureau de Dessin de l'I. N. R. A. Seules deux réductions à l'impression sont admises : *soit* × 0,5, *soit* × 0,25.

Il est rappelé que le format utile des Annales est : 12,5 × 19 cm ; ces dimensions ne doivent pas être dépassées.

Photographies : Il est recommandé de fournir des épreuves bien contrastées sur papier blanc, et de préférence en format 9 × 12. Si les photographies doivent être associées pour constituer des planches, on adoptera les normes suivantes : 2 photos 9 × 12, 4 photos 9 × 5,5, 6 photos 5,5 × 5,5. Dans ce cas, chaque photo devra porter un numéro en chiffres arabes visible après clichage.

Les légendes des photographies doivent être dactylographiées sur une même feuille séparée et porter les numéros des figures.

Il est demandé d'indiquer sur le manuscrit, dans la marge, en regard du texte, l'emplacement souhaité pour les tableaux et figures.

Envoi du manuscrit : M. Chaussidon (Science du Sol) ou M. Hallaire (Bioclimatologie), Centre national de Recherches agronomiques, 78000 Versailles (France), ou M. Gachon (Agronomie), Centre de Recherches de Clermont-Ferrand, 12, avenue de l'Agriculture, 63100 Clermont-Ferrand (France). On demande deux exemplaires.

Correction des épreuves : les épreuves que les auteurs recevront à corriger sont à retourner après correction à la Station de Science du Sol, C. N. R. A., Route de Saint-Cyr, 78000 Versailles (Mme Boniface).

Agronomie.

Le Directeur de la publication : M.-L. CAGNAC

Imprimerie Bussière à Saint-Amand (Cher), France. — 9-1974

Dépôt légal : 3e trimestre 1974. N° d'impression : 1038.

annales agronomiques

Bimestriel

1974

Vol. 25 . N° 5

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE

Reproduction, même partielle, interdite sans autorisation des auteurs
et de l'Institut national de la Recherche agronomique
à l'exception des résumés

Ann. agron., 1974, **25** (5), 659-679.

RÔLE DE QUELQUES FACTEURS DU MILIEU DANS LA PRODUCTION QUANTITATIVE ET QUALITATIVE DU SOJA

I. — Croissance, développement et rendement du soja en culture irriguée ou non

J. PUECH, P. LENCREROT et M. HERNANDEZ

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches de Toulouse, I. N. R. A.,
B. P. 12, 31320 Castanet Tolosan

RÉSUMÉ

L'étude entreprise sur le soja a permis de confirmer l'influence de l'irrigation sur la croissance et le développement de la plante. Par ailleurs, la grande variabilité de production, en culture irriguée ou non, tant en matière sèche qu'en grain, au cours d'années climatiques différentes a montré qu'il ne s'agit pas d'un effet eau ou du type d'inoculation, mais plutôt d'un effet du climat qui deviendrait facteur limitant prépondérant. Le facteur héliothermique est en relation avec les variations de production enregistrées.

INTRODUCTION

Si l'on sait combien dans le Monde, le déficit protéique est important en alimentation humaine, on ne doit pas sous-estimer le problème d'approvisionnement protéique que rencontre actuellement l'Europe pour l'alimentation animale.

Bien qu'une des sources les plus importantes de protéines végétales reste encore celle fournie par les céréales, leur pauvreté relative en acides aminés indispensables et plus particulièrement en lysine, constitue un facteur limitant de leur valeur nutritionnelle. Il est donc nécessaire de les complémenter avant de les utiliser. C'est ainsi que la France a besoin de plus d'un million de tonnes de protéines pour supplémenter quinze millions de tonnes de céréales (Mossé et Fauconneau, 1972).

Les oléagineux, riches en protéines de valeur biologique élevée, et à rendements protéiques par unité de surface cultivée assez importants, représentent l'une des

sources de protéines végétales les mieux adaptées à cette supplémentation. Cependant, bien que les oléagineux offrent, outre leur production d'huile, des perspectives de rendement en protéines très intéressantes, la culture de certains d'entre eux, en particulier celle du soja, nécessite encore des expérimentations détaillées. C'est ainsi que, compte tenu du problème de l'utilisation intensive du tourteau de soja en Europe, des études de potentialité de production de cette plante ont été entreprises dans certaines régions françaises. Divers travaux ont déjà permis de montrer l'influence de certains facteurs et conditions : climat, variétés, techniques culturales, problèmes économiques (C. E. T. I. O. M., 1969-1972 ; REGNAULT et ROLLIER, 1970 ; ROLLIER, 1972), inoculation des graines (OBATON et ROLLIER, 1970 ; LAGACHERIE et OBATON, 1973).

Par ailleurs, divers auteurs se sont préoccupés de l'alimentation minérale de la plante et de ses conséquences sur la qualité des réserves de la graine (CHAGALL, 1968 ; HANWAY et WEBER, 1971). Enfin, en matière d'irrigation, des essais entrepris depuis quelques années (MEDERSKI et JEFFERS, 1973) et notamment en France dans la région midi-pyrénées (ROLLIER et OBATON, 1971 ; C. E. T. I. O. M., 1972) démontrent un effet bénéfique de cette technique, mais mettent aussi en évidence une grande variabilité des productions, allant par exemple de 20 à 85 p. 100 selon les années (C. E. T. I. O. M., 1972). Aussi, nous avons, à partir d'essais irrigués ou non, étudié le comportement du soja et essayé d'analyser les causes des fluctuations au cours de deux années climatiques très différentes.

Dans un premier mémoire, nous présenterons les résultats relatifs à la croissance, au développement et au rendement du soja, puis dans un second mémoire, nous traiterons des problèmes relatifs à l'alimentation minérale et à la qualité des produits obtenus.

Dans cette étude, l'influence de l'irrigation sur les modalités de croissance et de développement du soja sera analysée à partir des données obtenues en 1972 et en faisant référence à des travaux antérieurs. Ensuite, la comparaison des résultats enregistrés au cours des deux années successives permettra d'envisager l'influence de divers facteurs du milieu sur le comportement du soja.

A. — PROTOCOLE ET TECHNIQUES EXPÉRIMENTALES

L'essai irrigation consiste à recombler les réserves hydriques du sol lorsqu'une fraction déterminée (x p. 100) a été utilisée dans la zone exploitée par les racines ; un traitement non irrigué sert de témoin.

Année 1971

Essai A : interventions lorsque 35 p. 100 des réserves ont réellement été utilisés par les cultures ;

Essai T_1 : non irrigué.

Année 1972

Essai B : interventions lorsque 20 p. 100
Essai C : — — 40 p. 100
Essai D : — — 60 p. 100
} des réserves ont réellement été utilisés par les cultures

Essai T_2 : non irrigué.

Afin d'éviter que les doses d'inoculation habituellement utilisées (LAGACHERIE et OBATON, 1973) ne limitent éventuellement l'action de l'irrigation, une autre dose d'inoculation très nettement supérieure à l'optimum admis a été utilisée ; le dispositif suivant a été retenu :

d_0 : graine non inoculée ;
d_1 : graine portant $2 \cdot 10^6$ rhizobium japonicum, dose optimale avec mise de l'inoculum sur la graine avant semis ;
d_2 : $4{,}6 \times 10^6$ rhizobium sur tourbe enfouie dans le sol puis semis direct de la graine ;
d_3 : $4{,}6 \times 10^8$ rhizobium sur tourbe — — — — — — ;

la dose d_2, mélangée à la tourbe, peut être considérée comme étant similaire à d_1 et sert ici de témoin pour la dose d_3 [1].

On distinguera les traitements suivants :

en 1971 : Ad_1 et $T_1\ d_1$;
en 1972 : $T_2\ d_1$; $B(d_0, d_1, d_2, d_3)$; $C(d_1, d_2, d_3)$ et $D(d_1, d_2, d_3)$.

Le soja, variété semi-tardive *Amsoy* adaptée à la région (C. E. T. I. O. M., 1972) a été implanté sur un sol brun, limono-argileux, profond, à fortes réserves hydriques. Le précédent cultural était un tournesol.

Les semis ont été effectués les 11 et 30 mai, respectivement en 1971 et 1972 à une densité théorique voisine de l'optimum préconisé (REGNAULT et ROLLIER, 1970), soit 350 000 pieds/ha la 1re année et 450 000 la seconde. Dans chaque cas, la levée a débuté une dizaine de jours après. Le peuplement moyen à la récolte a été de l'ordre de 220 000-240 000 en 1971 et de 350 000-400 000 en 1972.

Les variations de peuplements peuvent en partie être dues au type de semoir utilisé (Monosem Maïs à disques à alvéoles ovales, où peuvent se loger 2 à 4 graines avec risque de bris).

L'alimentation phospho-potassique a été non limitante. Pour faciliter le démarrage de la culture durant la phase de formation des nodosités, un apport équivalent à 30 unités d'azote/ha a été effectué au semis, en localisation.

Les consommations d'eau, mesurées par la méthode neutronique, ont été complétées en 1972 sur évapotranspiromètres.

Les diverses données climatiques ont été obtenues sur le dispositif expérimental de la Station.

Enfin, pour les mesures phénologiques, les caractéristiques suivantes ont été retenues :

— poids de matière sèche des divers organes et de la plante entière ;
— longueur des tiges ; nombre de ramifications, de gousses et de grains ;
— développement de la nodulation.

Par ailleurs, la vitesse de couverture du sol par le feuillage a été suivie par photographie du couvert à diverses époques. Enfin, l'enracinement de la culture a été contrôlé à partir de fosses creusées en cours de végétation avec prélèvement de racines à différentes profondeurs.

B. — RÉSULTATS

I. — *Comportement du soja au cours d'une année climatique donnée*

Les éléments ont plus particulièrement été obtenus en 1972 sur les traitements irrigués intensivement (régime ETM) $B\ d_0$ et $B\ d_1$, et non irrigué $T_2\ d_1$.

a) *Croissance en hauteur.*

La figure 1 montre d'une part, que la différence de taille est très significative entre la culture irriguée et le traitement non irrigué ; d'autre part, que la vitesse de croissance la plus élevée est atteinte en cours de floraison, tandis que la hauteur maximale est obtenue après la formation des premiers grains. Les chiffres romains qui correspondent au repérage des stades végétatifs du soja dans la normalisation américaine (HANWAY et WEBER, 1971) sont indiqués à titre de comparaison.

[1] LAGACHERIE (communication personnelle).

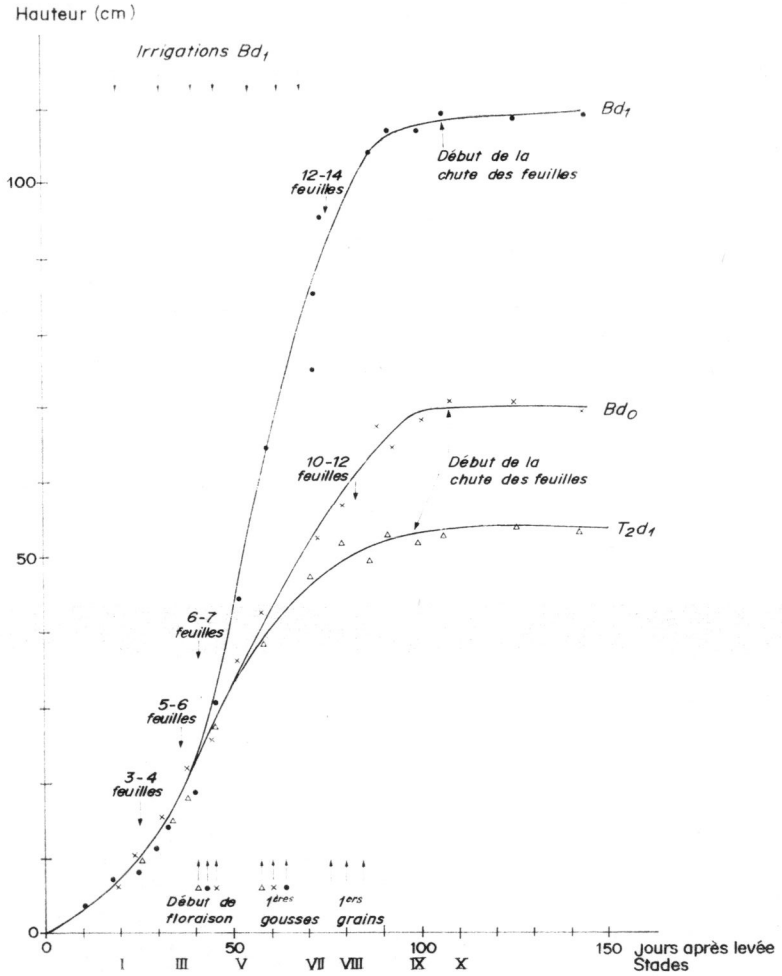


FIG. 1. — *Croissance en hauteur du soja* (var. *Amsoy*) *en culture irriguée inoculée* (B d_1) *ou non* (B d_0) *et en culture non irriguée inoculée* (T_2 d_1) (1972)

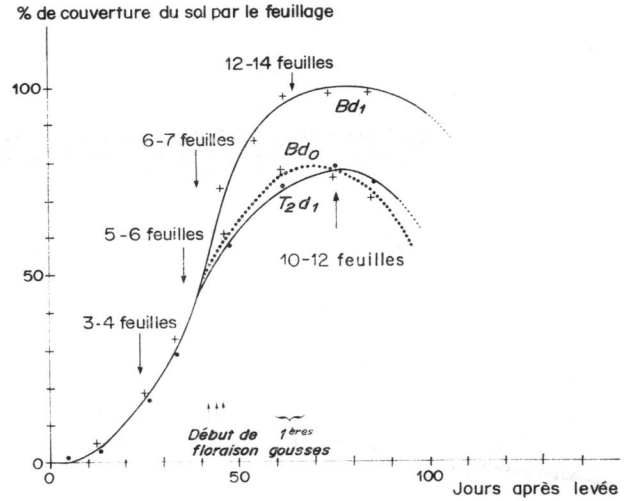
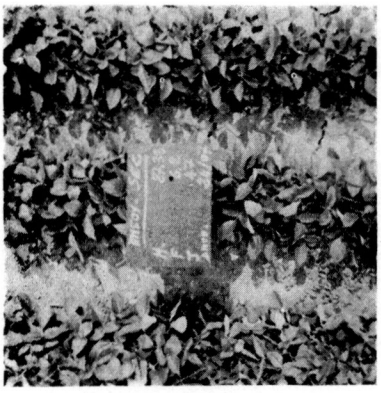
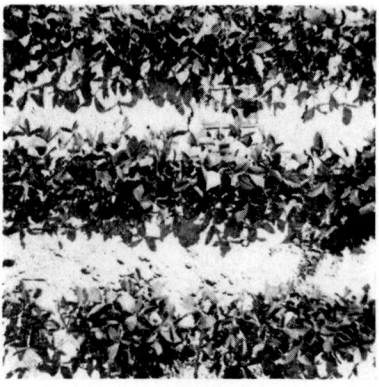
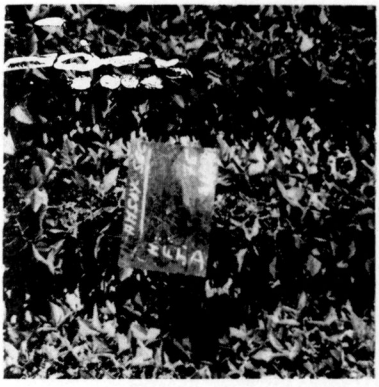
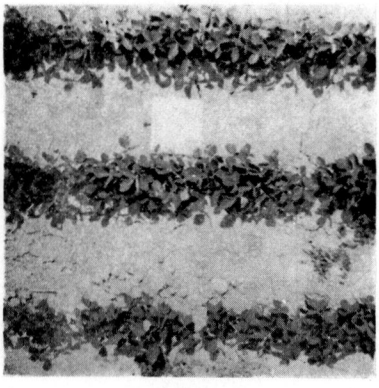


FIG. 2. — *Pourcentage de couverture du sol par le feuillage du soja au cours du temps* (90 premiers jours) *pour les traitements B* d_1, B d_0 *et* T_2 d_1





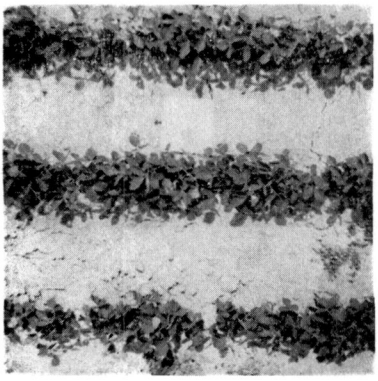




CLICHÉ 1. — *Couverture du sol par le soja aux 33, 40, 47, 61 et 75 jours après la levée* (1972) *en culture irriguée B* d_1 *et non irriguée* T_2 d_1

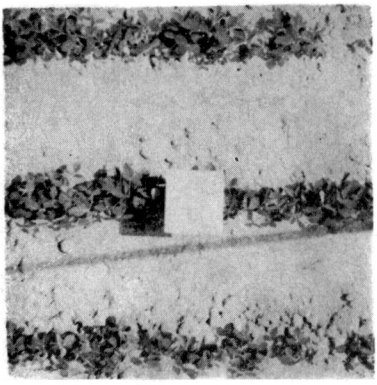
T_2 d_1

47

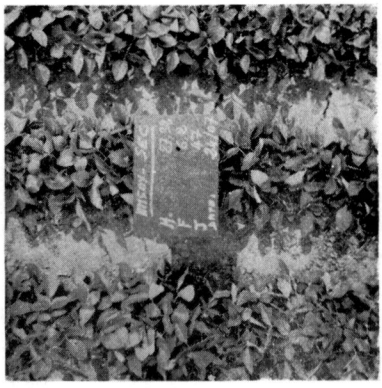


40

75



33



61

Cliché 1. — *Couverture du sol par le soja aux 33, 40, 47, 61 et 75 jours après la levée* (1972) *en culture irriguée B* d_1 *et non irriguée* T_2 d_1

b) *Développement foliaire.*

Le nombre de feuilles passe par un maximum entre les 70e et 90e jours selon les traitements, l'indice foliaire atteint alors environ 4,5 en non irrigué, et 7 en irrigué inoculé. Le taux de couverture du sol par le feuillage (fig. 2 et cliché 1) est voisin dans les divers traitements jusqu'au début floraison, puis devient nettement différent. La vitesse de couverture, de l'ordre de 20 m²/ha/jour en début de végétation, croît régulièrement ensuite et passe par un maximum avant de décroître. La vitesse maximale est obtenue vers le 40e jour en B d_0 et T_2 d_1 (260 m²/ha/jour) et environ 10 jours plus tard en B d_1 (320 m²/ha/jour). Pour l'année considérée, la couverture du terrain a été totale vers le 70e jour et s'est maintenue environ 1 mois en B d_1, par contre elle a été partielle (79 p. 100) dans les 2 autres essais et n'est restée que peu de temps à cette valeur, du fait d'une chute de feuilles plus précoce.

c) *Production de matière sèche.*

La croissance pondérale du soja est indiquée à la figure 3. La production totale de matière sèche, faible pendant les 40 premiers jours, augmente ensuite très rapide-

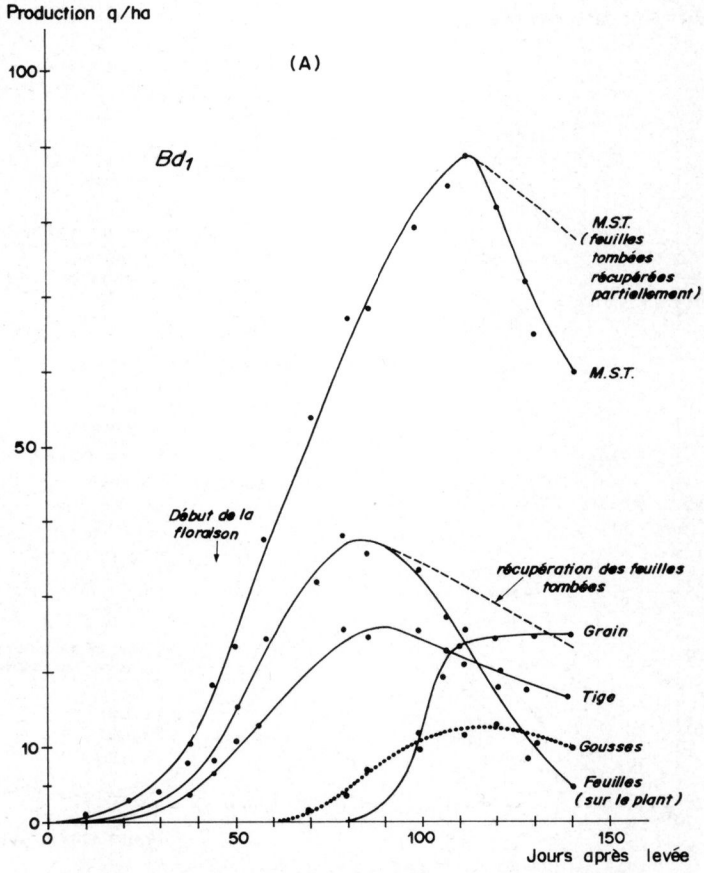


FIG. 3. — *Production de matière sèche* (plante entière, tige, feuilles, gousses et grains) *en fonction du temps* (1972) *pour le soja* (variété *Amsoy*)
(A) : traitement B d_1

ment à partir de la floraison. Cet accroissement, du même ordre de grandeur en B d_1 et T_2 d_1 (environ 130 kg/ha/jour) jusqu'au 70e jour (stade VII) se poursuit ensuite jusqu'au stade IX au rythme de 115 kg/ha/jour pour le soja irrigué B d_1, contre 35 kg/ha/jour seulement en culture non irriguée. Ces vitesses de croissance plus faibles cette année que celles obtenues sur la même variété par d'autres auteurs (HANWAY et WEBER, 1971), seront discutées plus loin.

La comparaison à divers stades végétatifs, de la proportion de matière sèche

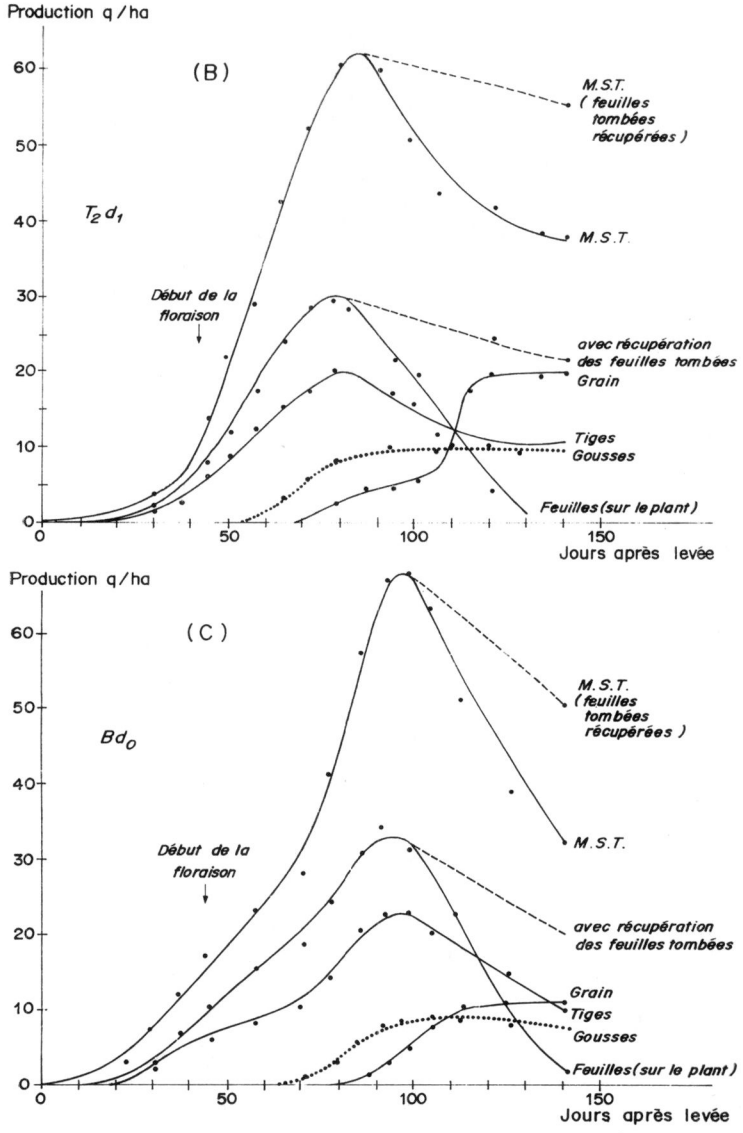


FIG. 3. — *Production de matière sèche* (plante entière, tige, feuilles, gousses et grains) *en fonction du temps* (1972) *pour le soja* (variété *Amsoy*)

(B) : traitement T_2 d_1
(C) : traitement B d_0

totale produite par rapport au maximum réalisé par la plante (tabl. 1) montre que l'irrigué B d_1 a une production plus étalée. Elle ne représente au stade V que 28,7 p. 100 du maximum produit contre 40 p. 100 en T_2 d_1 et 58,7 p. 100 au stade VII contre 85 p. 100 à T_2 d_1.

TABLEAU 1

P. 100 de production de matière sèche totale
(par rapport au maximum produit) *à différents stades.*
Soja irrigué inoculé ou non et non irrigué (1972)

Stades		I	III	V	VII	IX
Jours après la levée		20	35	52	72	98
Irrigué	B d_1	2,9	6,9	28,7	58,7	93,1
	B d_0	3,7	14,9	34,3	41,8	100
Non irrigué	T_2 d_1	3,3	8,3	40	85	100

Enfin, pour la production par organe (fig. 3), on remarque que l'irrigué B d_1 présente par rapport à T_2 d_1, davantage de feuilles et de tiges et un retard d'une dizaine de jours dans l'apparition des gousses et des grains.

d) *Fructification du soja.*

La répartition par plante, du nombre de gousses entre la tige principale et les ramifications, est indiquée au tableau 2 pour le traitement T_2 d_1 et la totalité de l'essai B. Le nombre de gousses est nettement plus faible en l'absence d'irrigation, par

TABLEAU 2

Répartition des gousses par plant, sur les ramifications et sur la tige principale dans différents traitements (1972)

		Nbre de gousses par plant de soja			Pourcentage de gousses de la tige/ à la plante entière
		Gousses plante entière	Tige principale	Ramification	
Irrigué	B d_0	18,9	13,3	5,6	70,4
	B d_1	23,3	19,3	4,0	82,8
	B d_2	23,1	18,8	4,3	81,4
	B d_3	23,6	18,6	5,0	78,8
Non Irrigué	T_2 d_1	17,8	13,8	4	77,5

contre la répartition entre la tige et les ramifications n'est pas affectée. De plus, pour l'année considérée, l'augmentation de la dose d'inoculation ne joue pas sur le nombre de gousses, mais l'absence d'inoculation le modifie légèrement.

Le soja étant une plante à fructification étagée, il est intéressant d'étudier la répartition des organes fructifères à différentes hauteurs du végétal. Celui-ci a été subdivisé en 5 tranches de 25 cm, définies à partir du sol :

1 : 0 à 25 cm
2 : 25 à 50 cm
3 : 50 à 75 cm
4 : 75 à 100 cm
5 : > 100 cm

La figure 4 indique le nombre moyen de gousses et de grains par gousses aux différents niveaux. Dans tous les essais, le nombre de gousses passe par un maximum au niveau 2, soit en pourcentage : 45 p. 100 en T_2 d_1, 37 p. 100 en B d_0, 34 p. 100 en B d_1, et décroît aux étages supérieurs. Il y a en moyenne à tous les niveaux, 2 grains par gousse, sauf pour le traitement B d_0 où ce nombre reste inférieur. Enfin, la détermination du poids de 1 000 grains à la récolte, montre qu'il est maximum au niveau 2 et qu'il diminue aux étages suivants. Les valeurs extrêmes observées sont 196-176 pour T_2 d_1 et 202-150 g pour B d_1 ; traitement pour lequel les étages 4 et 5 contiennent ensemble, près du quart des grains.

Enfin, si l'on suit l'évolution du poids de 1 000 grains dans le temps, on constate (tabl. 3) une avance marquée du traitement non irrigué par rapport à l'irrigué B d_1. De plus, pour l'année étudiée, le poids à la récolte est très légèrement plus faible en irrigué B d_1 et très bas en non inoculé B d_0.

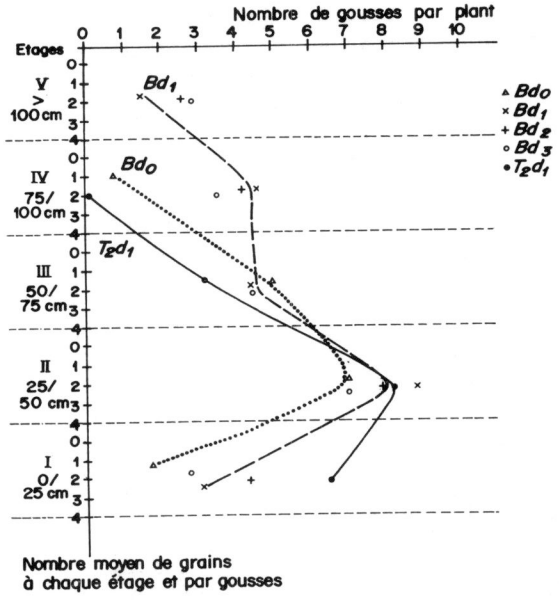


FIG. 4. — *Répartition à différentes hauteurs d'un plant de soja, du nombre de gousses et du nombre moyen de grains par gousses pour les traitements T_2 d_1 et B* (d_0, d_1, d_2, d_3) *125 jours après la levée* (1972) (hauteurs décomposées en tranches de 25 cm comptées à partir du sol).

TABLEAU 3

Évolution du poids (g) *de 1 000 grains à différentes époques* (1972)

Jours après la levée		93	107	121	136
Irrigué	B d_0	20,3	86,1	126,7	136
	B d_1	37,1	109,4	173,1	182
Non irrigué	T_2 d_1	75,5	113,6	185,6	194,4

e) *Observations sur la nodulation du soja.*

Le tableau 4 montre qu'il existe une différence très nette du nombre de nodosités dans les essais inoculés irrigués d'une part, et le non irrigué d'autre part. Dans ce dernier essai, les nodosités de l'ordre de 20 sont regroupées près du collet, alors qu'elles sont beaucoup plus disséminées sur les racines (notamment dans les traitements avec tourbe) et beaucoup plus nombreuses dans les autres essais. Le nombre de nodosités évolue dans le temps, surtout en culture irriguée, et passe par un maximum lors de l'élaboration des premières graines. On peut remarquer que l'inoculation classique sur la graine (B d_1) donne en 1972 un nombre de nodosités assez voisin de celui obtenu en B d_3 avec tourbe préensemencée avec une dose d'inoculum cent fois plus forte. Enfin, le traitement non inoculé ne présente jamais de nodosités (absence de rhizobium japonicum dans les terres).

TABLEAU 4

Nombre de nodosités sur un plant de soja à différents stades végétatifs (1972)

Traitements		B d_0	T_2 d_1	B d_1	B d_2	B d_3
Stade	4-5 feuilles	0	7,4	16,4	26,2	36,4
	1er grain	0	19,6	97,6	112,2	93,3
	Formation des grains	0	17,4	57,2	91	85

L'ensemble des résultats présentés montre que l'irrigation intensive a un effet positif sur la croissance et le développement du soja. En particulier, elle induit une taille plus élevée, un développement foliaire important et une production des divers organes plus forte ; enfin, elle favorise la nodulation. Toutefois, ces résultats ne rendent pas compte de l'influence d'une irrigation plus ou moins intensive et ne permettent pas de comprendre, pris isolément, les nombreuses fluctuations interannuelles de production observées sur cette légumineuse. Aussi, la comparaison des résultats (rende-

TABLEAU 5

Production, consommation d'eau et efficience de l'eau consommée
(Soja 1971 et 1972)

		1971		1972										
		$T_1 d_1$	A d_1	$T_2 d_1$	B d_0	B d_1	B d_2	B d_3	C d_1	C d_2	C d_3	D d_1	D d_2	D d_3
q/ha (0 p. 100 hté)	grain	27,3	39,8	19,6	11,3	24,3	24,5	25,1	23,8	25,7	25,2	24,4	21	27,1
	MST	77,7	103,2	56	50	77,4	75,1	76,3	71,4	77,2	73,4	70,0	71	76,8
P. 100 de grain produit par rapport à A d_1		68,6	100	49,2	28,4	61,1	61,6	63,1	59,8	64,6	63,3	61,3	52,8	68,1
$\frac{\text{Grain}}{\text{MST}}$		0,35	0,37	0,35	0,23	0,31	0,33	0,33	0,33	0,33	0,34	0,35	0,30	0,35
Poids de 1 000 grains		185,4	212,2	194,4	136	182	196	193,6	179,4	187,6	193	185	187	193,4
Consommation d'eau (mm)		420	530	412	555	568	—	—	524	—	—	472	—	—
Irrigation	nombre	0	5	0	7	7	7	7	5	5	5	3	3	3
	mm	0	220	0	292	292	292	292	217	217	217	166	166	166
ETP (mm) durant la végétation		620	650	516	534	534	534	534	534	534	534	534	534	534
Efficience de l'eau consommée (kg/mm)	grain	6,50	7,51	4,75	2,04	4,28	—	—	4,55	—	—	5,17	—	—
	MST	18,5	19,4	13,6	9	13,6	—	—	13,6	—	—	14,8	—	—

ment, consommation d'eau, efficience, etc.) obtenus au cours de 2 années successives, très différentes climatiquement, nous amènera à rechercher les causes de la grande variabilité des rendements observés et à discuter de l'effet de l'irrigation selon le type d'année considéré.

II. — *Comportement du soja au cours de deux années climatiques différentes*

Les résultats des années 1971 et 1972 sont indiqués au tableau 5 pour la totalité des essais entrepris. Les points essentiels suivants peuvent être dégagés :

— Toutes les productions de 1971 (grain et matière sèche totale) sont très supérieures à celles de 1972, en particulier celles des traitements directement comparables, les irrigués A d_1, et C d_1 d'une part, et les non irrigués T_1 d_1 et T_2 d_1 d'autre part.

— Pour le grain, l'écart de production entre l'irrigué et le non irrigué est de 12,5 q/ha la 1re année contre 4,2 la seconde année.

— Alors qu'en 1971, le poids de 1 000 grains était très significativement supérieur en irrigué A d_1 (212,2 g) par rapport au non irrigué T_1 d_1 (185,4 g), le poids obtenu l'année suivante a été sensiblement le même en culture non irriguée (194,4 g) et pour l'ensemble des cultures irriguées inoculées (188,6 g). Seul l'essai non inoculé B d_0 a un poids de 1 000 grains très faible, comme on l'a déjà vu précédemment.

— En 1972, tous les traitements irrigués donnent des productions comparables quelle que soit la quantité d'eau apportée, la dose ou le type d'inoculation. On note par contre que l'absence d'inoculation joue beaucoup et réduit notamment le rendement grain de plus de la moitié.

— Enfin, les consommations d'eau sont voisines pour les deux années bien que la demande climatique ait été inférieure de près de 20 p. 100 la seconde année. Par conséquent, on en déduit que le taux de couverture des besoins en eau du soja a été meilleur en 1972 ; or cette année, l'efficience de l'eau consommée est très nettement inférieure, tant pour le grain que pour les organes végétatifs.

Devant une réponse si fluctuante du soja à l'eau, nous allons chercher et discuter les causes possibles des écarts importants observés.

C. — DISCUSSION

Nous discuterons d'abord les modalités d'alimentation hydrique avant de traiter de l'influence des facteurs climatiques et notamment du complexe héliothermique sur les différentes composantes du rendement du soja.

I. — *Modalités de l'alimentation hydrique*

Du point de vue de l'alimentation hydrique, la participation des réserves du sol (fig. 5) ainsi que l'exploration radiculaire (fig. 6) ont été assez similaires les deux années, notamment dans les essais homologues. Par ailleurs, si on considère les rythmes de consommation d'eau $\frac{\text{évapotranspiration du soja}}{\text{ETP}}$ (fig. 7), on remarque le même

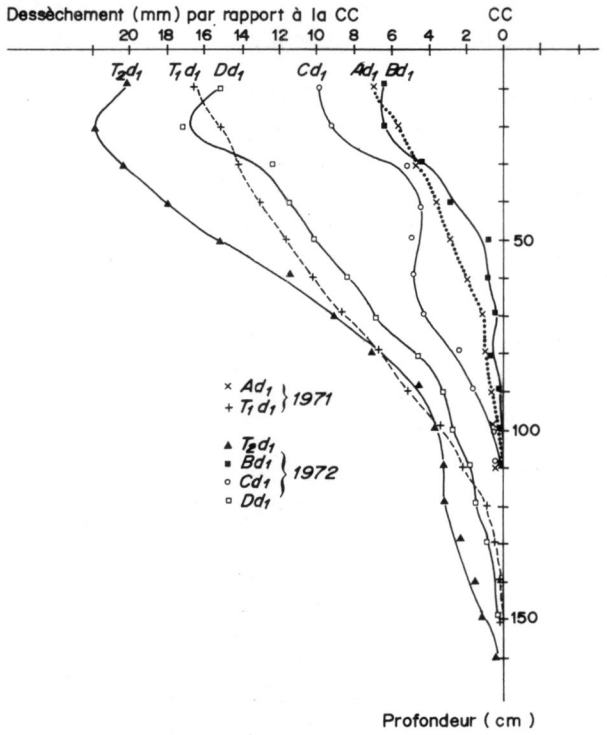


FIG. 5. — *Comparaison de l'utilisation des réserves hydriques du sol en 1971 et 1972, au début de la formation du grain de soja* (85 jours après la levée), *pour l'ensemble des cultures irriguées ou non A, B, C, D, T_1 et T_2, inoculées d_1* (écart par rapport à la capacité au champ aux différentes profondeurs)

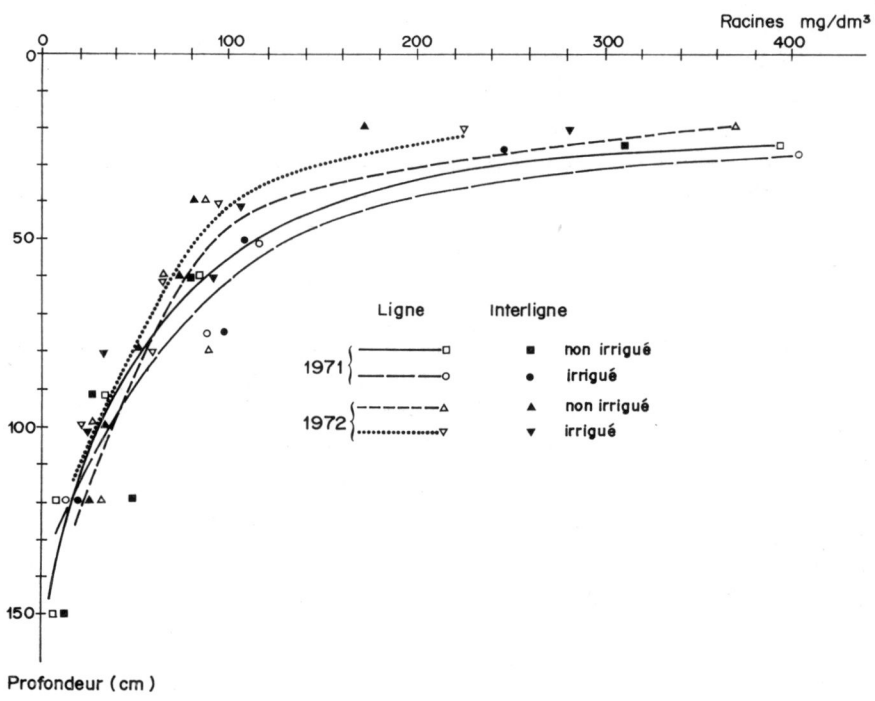


FIG. 6. — *Poids de racines de soja* (mg/dm³) *à différentes profondeurs dans la ligne et l'interligne* (années 1971 et 1972)

comportement de la culture les deux années. En particulier, comme cela a déjà été signalé et discuté (PUECH et HERNANDEZ, 1973), on observe un très net dépassement de la valeur 1 à partir de la floraison et pour une durée d'autant plus longue que le taux de satisfaction des besoins en eau est élevé. Il n'apparaît donc pas que les modalités d'alimentation en eau du végétal soient particulièrement en cause et nous devons par conséquent rechercher un autre facteur prépondérant, limitant les rendements certaines années.

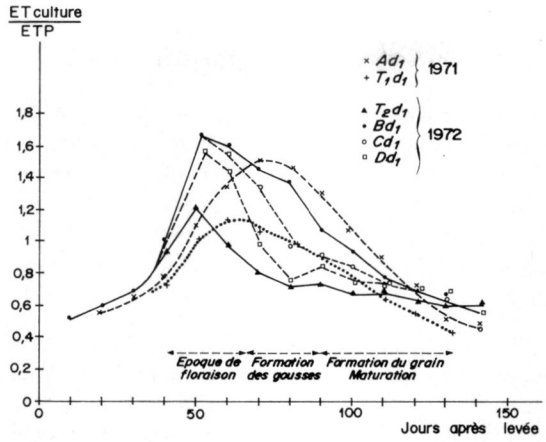


FIG. 7. — *Rythme de consommation* $\frac{ET\ culture}{ETP\ fétuque}$ *décadaire en 1971 et 1972 pour les traitements inoculés* d_1 [(A, T_1) *et* (T_2, B, C, D)]

II. — *Variation des composantes du rendement avec l'année climatique*

Nous avons rassemblé au tableau 6 les composantes du rendement du soja pour deux années climatiques nettement différentes : 1971 et 1972. On constate que l'influence de l'année climatique se manifeste au niveau de la fructification puisque le nombre de gousses est deux fois plus faible en année défavorable (1972). Par contre,

TABLEAU 6

Composantes du rendement du soja Amsoy *pour diverses situations écologiques* (années 1971 et 1972)

Composantes du rendement Traitements	Nbre total de gousses/pied	Nbre gousses sur la tige	Nbre gousses sur les ramifications	Nbre grains par pied	Poids des 1 000 grains	Rendement réel (q/ha)
A d_1	48,3	32,3	16,0	110,6	212,2	39,8
T_1 d_1	36,8	26,0	10,8	83,2	185	27,3
B d_0	18,9	13,3	5,6	23,9	136	11,3
B d_1	23,3	19,3	4,0	43,6	182	24,3
B d_2	23,1	18,8	4,3	51,7	196	24,5
B d_3	23,6	18,6	5,0	43,1	193,6	25,1
T_2 d_1	17,8	13,8	4,0	36,6	194,4	19,6

le nombre moyen de grains par gousse demeure relativement constant pour des traitements homologues.

En présence d'irrigation, les poids de 1 000 grains plus faibles en 1972 seraient la conséquence du ralentissement des phénomènes de translocation vers la graine durant cette période froide (comme on le verra ci-dessous), et cela expliquerait d'une part les faibles rendements obtenus cette année-là, et d'autre part que les modalités d'irrigation adoptées dans le protocole expérimental n'aient entraîné que très peu ou pas de variations dans le rendement.

III. — *Influence du facteur héliothermique*

Si durant la période possible de végétation du soja (de mai à octobre dans notre région), on compare les valeurs climatiques mensuelles normales dans la région toulousaine aux données obtenues les deux années étudiées, on remarque des différences importantes (tabl. 7). L'année 1972 présente notamment un net déficit de température (air et sol) et une évapotranspiration potentielle plus faible que la normale. Par contre, la pluviométrie des deux années est un peu supérieure à la moyenne et a une répartition hétérogène.

TABLEAU 7

Comparaison des conditions climatiques de 1971 et 1972 aux données moyennes
(région toulousaine)
(Les données en italiques sont inférieures à la moyenne ou à celles de 1971, pour le vent et la température du sol)

Données climatiques	Année	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept.	Octobre
Température moy. (°C)	Normale	15,2	18,2	21,2	21,3	18,6	13,7
	1971	15,2	17,1	21,7	21,4	17,0	14,3
	1972	*13,1*	*16,1*	*20,5*	*19,0*	*15,4*	*13,4*
Pluie (mm)	Normale	75	64	40	50	58	59
	1971	109,0	132,5	48,5	*36,1*	84,0	*18,0*
	1972	85,3	74	*30,5*	109	60	*40,5*
ETP (mm) mesurée sur fétuque élevée Manade	Normale	104	125	168	149	100	64
	1971	105,5	149,7	*152,5*	*134,8*	*98,5*	68,1
	1972	*99,4*	*117,4*	*155,5*	*143,1*	*82,0*	72,2
Insolation (heures)	Normale	222	238	258	245	200	156
	1971	*143,0*	*207,3*	271,5	*234,6*	233,0	192
	1972	193	*205*	294	*220*	*176*	170
Vitesse du vent (m/s) à 1,5 m	1971	2,6	2,0	1,6	1,7	1,8	1,8
	1972	*2,2*	*1,9*	1,7	2,2	*1,6*	2,5
Vitesse du vent (m/s) à 2 m	1971	2,8	2,2	1,7	1,8	1,9	1,7
	1972	*2,4*	*2,0*	1,8	2,4	*1,7*	2,6
Température du sol (8 h)	1971 10 cm	14,4	15,6	19,1	20,0	16,6	13,9
	1971 50 cm	14,1	15,5	19,3	20,5	17,2	14,6
	1972 10 cm	*12,2*	*15,5*	*18,4*	*17,5*	*14,8*	*12,5*
	1972 50 cm	*11,6*	*15,0*	*17,8*	*17,9*	*15,8*	*13,1*

Cet aperçu climatique global reste cependant insuffisant pour comparer des sojas semés en mai à des dates un peu différentes. Aussi pour mieux comprendre les écarts observés entre les cultures, les résultats de température et d'insolation sont représentés (fig. 8 A et B) en fonction du nombre de jours après la levée. Seuls, les 50 ou 60 premiers ont été plus favorables en 1972 par rapport à l'année précédente. Ensuite, un déficit de température est intervenu à diverses phases physiologiques sensibles : notamment apparition des premières gousses et grains. La première année, la somme de température depuis la levée jusqu'à la récolte est de 2 591°C (proche de l'optimum) contre 2 385°C l'année suivante. De plus, le seuil minimum de 13°C, important lors de la floraison (diminution de la fertilité des fleurs) a été atteint pendant cette période 7 fois en 1972. Par ailleurs, à l'échelle décadaire de temps, cette valeur moyenne de la température minimale existe dès le 80e jour en 1972 au lieu du 110e jour l'année précédente.

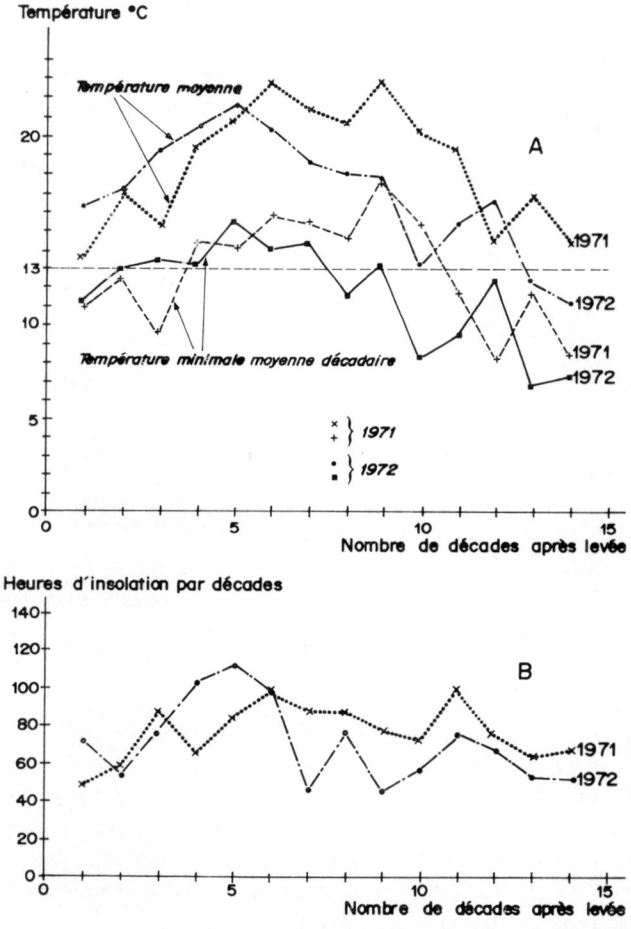


FIG. 8. — *Évolution décadaire en 1971 et 1972 à partir de la levée du soja*
A : de la température moyenne et minimale moyenne
B : de l'insolation

Enfin, si on examine l'action conjuguée de la température et de l'insolation par l'intermédiaire du produit héliothermique (PHT)

$$[PHT]_n = T^{\circ}_m \times H$$

T°_m = température moyenne du jour,
H = nombre d'heures d'insolation par jour,
n = nombre de jours considérés,

on constate (fig. 9) qu'il est inférieur de près de la moitié la deuxième année, entre les 70e et 110e jours, après la levée, pendant la phase de formation des grains.

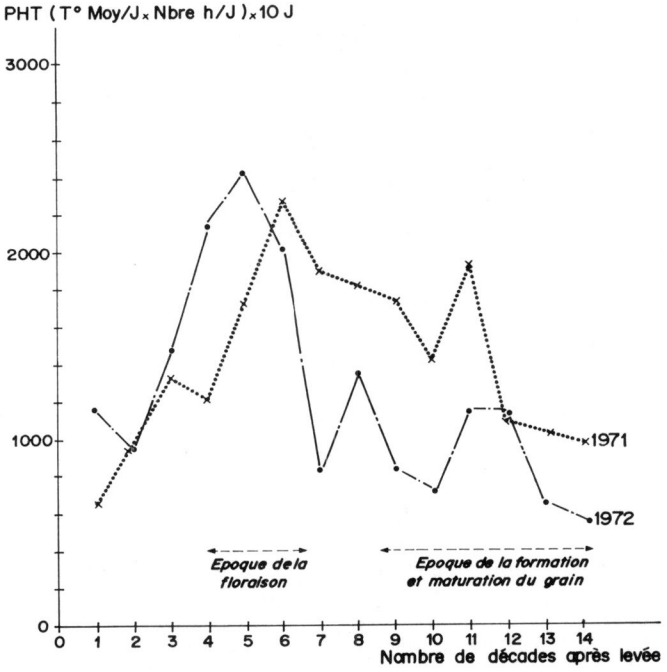


FIG. 9. — *Évolution du produit héliothermique par période de 10 jours en 1971 et 1972 au cours du cycle végétatif du soja*

Ces derniers faits (température, insolation) permettent donc de mieux comprendre la variabilité des résultats obtenus au cours de plusieurs années, et montrent que le complexe héliothermique peut devenir, avant même l'irrigation, le premier facteur limitant du rendement du soja. On peut alors expliquer que, toutes les conditions culturales étant égales par ailleurs pour les deux années étudiées, la variation de rendement atteigne 25 p. 100 environ pour la matière sèche totale et près de 40 p. 100 pour le grain en culture irriguée notamment.

CONCLUSION

Les résultats montrent que l'irrigation joue nettement sur la croissance et le développement du soja.

Cependant, l'irrigation peut s'avérer peu efficace en année fraîche et peu ensoleillée.

Il existe alors un facteur limitant d'ordre climatique prépondérant par rapport aux effets de l'arrosage ou du type d'inoculation. S'il est très important que la température soit supérieure à 13°C lors de la floraison du soja, il semble que cette plante soit très sensible au facteur héliothermique au cours de son cycle, ce qui explique les grandes fluctuations interannuelles de production. Toutefois, si ce facteur joue sur le rendement, il n'affecte pas les rythmes de consommation d'eau $\frac{\text{ET culture}}{\text{ETP}}$, qui demeurent particulièrement élevés du stade floraison jusqu'à la formation des gousses.

Reçu pour publication en avril 1974.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier ici, tout particulièrement, M. ROLLIER du Centre Technique Interprofessionnel des Oléagineux Métropolitains (C. E. T. I. O. M.) pour l'appui qu'il a bien voulu nous apporter tout au long de ces travaux.

Nos remerciements vont aussi à MM. LAGACHERIE et OBATON du Laboratoire de Microbiologie des Sols de Dijon qui ont apporté à cette étude à la fois leur aide et leurs conseils.

SUMMARY

THE ROLE OF CERTAIN FACTORS OF THE ENVIRONMENT IN THE QUANTITATIVE AND QUALITATIVE PRODUCTION OF SOYA. I. — GROWTH, DEVELOPMENT AND YIELD OF SOYA UNDER IRRIGATED AND NON-IRRIGATED CULTIVATION

The effect of irrigation on the growth and development of inoculated and non-inoculated Soya (*Amsoy* variety) was observed during two very different climatic years. Irrigation consisted of making up the water reserves after using a certain percentage (in 1971 : 35 p. 100 trial A ; in 1972 : 20 p. 100 trial B, 40 p. 100 trial C, 60 p. 100 trial D). A non-irrigated crop was used each year as a control (T_1 and T_2). In another connection, in 1972, in order to prevent possible limitation of irrigation action caused by the customary inoculation dose (dose d_1), one dose, d_3, 100 times greater than the accepted optimum was used.

The results obtained show that irrigation plainly increases plant development, number of pods per plant and production of the different organs. It also favourizes nodulation. But in the absence of inoculation irrigated Soya shows less development and a considerable fall in production, especially for total dry matter and beans (11.3 q/ha as against 24.3 q/ha in 1972).

In other respects, in the region considered, the data obtained show that Soya production, in both dry matter and beans, varies greatly according to the climatic years. In 1971, bean production for irrigated crops (Bd_1) was 39.8 q/ha and for non-irrigated crops ($T_1\ d_1$) 27.3 q/ha. On the other hand, in 1972, a very poor year for temperature and sunshine, yields were low and very similar both in the different irrigated treatments (Bd_1 24.3 q/ha ; Cd_1 23.8 q/ha ; Dd_1 24.4 q/ha) and in the high-dose inoculation treatments. In the absence of irrigation bean production was 19.6 q/ha ($T_2\ d_1$). For Soya, there is, therefore, a limiting factor of a heliothermic nature which may predominate over the effects of irrigation and the type of inoculation.

ZUSAMMENFASSUNG

EINFLUSS EINIGER UMWELTFAKTOREN AUF DIE QUANTITATIVE UND DIE QUALITATIVE ERTRAGSLEISTUNG DER SOJA. I. — WACHSTUM, ENTWICKLUNG UND ERTRAG DER SOJA IN BEWÄSSERTER UND UNBEWÄSSERTER KULTUR

Der Einfluss der Bewässerung auf das Wachstum und die Entwicklung der Soja (Sorte *Amsoy*) wurde im Laufe von 2 klimatisch sehr verschiedenen Jahren verfolgt. In die Untersuchung wurde sowohl geimpftes als auch ungeimpftes Saatgut miteinbezogen. Bewässert wurde in der Weise, dass man den Wasservorrat nach Verbrauch eines bestimmten Prozentsatzes jeweils wieder ergänzte (1971 : 35 p. 100 bei Versuch A ; 1972 : 20 p. 100 bei Versuch B, 40 p. 100 bei Versuch C und 60 p. 100 bei Versuch D). Daneben diente in beiden Jahren eine unbewässerte Kultur als Kontrolle (T_1 und T_2). Um zu vermeiden, dass die üblicherweise verwendete Dosis Impfmaterial (Dosis d_1) nicht allenfalls die Wirkung der Bewässerung begrenze, wurde im Jahre 1972 ausserdem mit einer Dosis geimpft (d_3), welche das hundertfache des allgemein anerkannten Optimums betrug.

Die erhaltenen Resultate zeigen, dass die Bewässerung die vegetative Entwicklung, die Zahl der Schoten pro Pflanze sowie die Produktion der verschiedenen Organe beträchtlich vergrössert. Sie begünstigt ebenfalls die Knöllchenbildung. Ohne Impfung zeigt die bewässerte Soja allerdings eine geschwächte Entwicklung, auch die Ertragsleistung in bezug auf die gesamte Trockensubstanz sowie im besonderen an Körnern bleibt deutlich zurück (11,3 g/ha gegenüber 24,3 q/ha im Jahr 1972).

Im weiteren zeigen die erhaltenen Ergebnisse für die fragliche Gegend, dass der Ertrag der Soja sowohl an Trockenmasse als auch an Körnern je nach den klimatischen Verhältnissen eines Jahres stark schwankt, 1971 wurde bei Bewässerung ein Körnerertrag von 39,8 q/ha erzielt (Bd_1) im Vergleich zu 27,3 q/ha in der unbewässerten Kultur ($T_1\,d_1$). Demgegenüber blieben 1972, in einem Jahr mit stark unterdurchschnittlicher Temperatur und Sonnenscheindauer, die Erträge gering, die Unterschiede sowohl zwischen den verschiedenen Bewässerungsarten (Bd_1 24,3 q/ha ; Cd_1 23,8 q/ha ; Dd_1 24,4 q/ha) als auch zur Methode mit der starken Impfung klein. Ohne Bewässerung betrug der Ertrag 19,6 q/ha ($T_2\,d_1$). Die Sonnenwärme ist also ein limitierender Faktor für die Soja, dessen Wirkung gegenüber der Bewässerung und Impfung sogar überwiegen kann.

РЕЗЮМЕ

Роль некоторых факторов среды в количественной и качественной продукции сои. Рост, развитие и урожайность сои в орошаемых и неорошаемых культурах.

Ж. ПЮЕШ, П. ЛАНКРЕРО, М. ХЕРНАНДЕЗ.

Влияние орошения на рост и развитие инокулированной или неинокулированной сои (сорт Амсой), наблюдалось в течение двух лет, совершенно разных в климатическом отношении. Орошение заключалось в замещении водных резервов, когда некоторый их процент был уже изъят растениями (в 1971 – 35 %, опыт A; в 1972 – 20 %, опыт B; 40 %, опыт C; 60 %, опыт D). Неорошаемые культуры (T_1 и T_2) служили контролем каждый год. Кроме того, для избежания возможного ограничивающего действия применяемой обычно дозы инокулирования (доза d_1) на действие орошения, применялась еще доза d_3, превышающая допускаемую оптимальную дозу «a» в 100 раз.

Полученные результаты показывают что орошение резко усиливает вегетативное развитие, увеличивает число стручков на растении и продукцию различных его органов, фаворизируя при этом еще и образование клубеньков. Не инокулированная, но орошаемая культура сои развивается слабее, и ее продукция сухого вещества и зерна сильно уменьшается (11,3 ц/га против 24,3 ц/га в 1972).

Кроме того, данные, полученные в рассматриваемом районе показывают, что продук ция сухого вещества и зерна у сои сильно изменяется в зависимости от климатических условий года. В 1971 урожай зерна в орошаемой культуре ($A\,d_1$) составил 39,8 ц/га, в то время как в культуре неорошаемой (T_1d_1) было собрано только 27,3 ц/га. И, напротив, в 1972 — год температурного и солнечного дефицита, урожаи были слабыми и почти одного и того-же порядка во всех вариантах опыта : вариантах разных доз орошения (Bd_1 — 24,3 ц/га; Cd_1 — 23,8 ц/га; Dd_1 — 24,4 ц/га) и варианте усиленной дозы инокуляции. В неорошаемой культуре продукция этого года составляла 19,6 ц/га (T_2d_1). Для сои существует, значит, ограничивающий фактор гелиотермического порядка, могущий преобладать над эффектами орошения или типа инокуляции.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

C. E. T. I. O. M., 1969. *Le soja, expérimentation* 1966-68. Brochure 62 p., C. E. T. I. O. M. Paris.

C. E. T. I. O. M., 1972. *Le soja.* Brochure 26 p.

Chagall A., 1968. *Les facteurs de production chez le soja.* Thèse Université de Toulouse.

Hanway J. J., Weber C. R., 1971. Dry matter accumulation in soy bean (glycine Max L Merril) plants as influenced by N P and K fertilization. *Agron. J.*, **63**, 263-271.

Hanway J. J., Weber C. R., 1971. N P and K percentages in soy bean (Glycine Max L Merril) plants parts. *Agron. J.*, **63**, 286-290.

Lagacherie M. B., Obaton M., 1973. L'inoculation du soja : résultats d'essais et orientation future du travail. *C. R. Acad. Agric.*, **1**, 67-79.

Mederski M. J., Jeffers D. L., 1973. Yield response of soy bean varieties grown at two soil moisture stress levels. *Agron. J.*, **65**, 410-412.

Mossé J., Fauconneau G., 1972. Quelques aspects du problème « protéines ». 25e *anniversaire de l'I. N. R. A.*, S. P. E. I., Paris, 271-288.

Obaton M., Rollier M., 1970. L'inoculation du soja : influence de la qualité de l'inoculum sur le rendement en grains et la richesse en protéine de la récolte. *C. R. Acad. Agric.*, 1174-1195.

Puech J., Hernandez M., 1973. Évapotranspiration comparée de différentes cultures et étude de quelques facteurs influençant les rythmes de consommation. *Ann. agron.*, **24** (4), 437-455.

Regnault Y., Rollier M., 1970. *Le soja. Études techniques* 1966-1970. C. E. T. I. O. M., 187 p., Paris.

Rollier M., Obaton M., 1971. Quelques aspects techniques des possibilités de culture du soja dans le Midi de la France. Semaine d'étude des problèmes méditerranéens. *Bull. Rech. Agron. Gembloux*, nº HS, 422-443.

Rollier M., 1972. Soja : possibilités techniques et économiques en France. *Entreprise Agricole*, **37**, 14-19.

Ann. agron., 1974, **25** (5), 681-696.

INFLUENCE DE DIFFÉRENTS RÉGIMES HYDRIQUES SUR L'ABSORPTION DE L'EAU ET DES ÉLÉMENTS MINÉRAUX PAR LES CULTURES

II. — Influence de l'humidité du sol et des flux hydriques sur l'absorption des éléments minéraux par les racines

R. BLANCHET, M. BOSC, C. MAERTENS et J. PUECH
avec la collaboration technique de N. Gelfi, M. Hernandez et Y. Clauzel

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches de Toulouse, I. N. R. A.,
B. P. 12, 31320 Castanet Tolosan

RÉSUMÉ

Des expériences conduites par une technique proche de celle de Stanford et de Ment sur des colonnes de sols enrichis ou non, maintenus à différentes humidités, et éventuellement tassés, ont permis de réaliser diverses conditions d'exploration racinaire, à des teneurs en eau variables permettant d'isoler l'effet des flux de diffusion et des transferts de phase liquide.

L'influence de l'humidité du sol sur la diffusion va en croissant de NO_3^- à K^+ et $PO_4H_2^-$-PO_4H^{--}. L'enrichissement du sol peut compenser au moins partiellement l'effet défavorable de la dessiccation, lorsque le milieu est suffisamment exploré par les racines.

Les transferts de phase liquide sont susceptibles d'assurer une large part de l'alimentation des plantes en nitrates et en potassium si la CEC du sol n'est pas trop élevée. Cependant, l'évaluation des transports d'ions par le simple calcul du flux hydrique et de la concentration ionique moyenne de la phase liquide apparaît comme une simplification abusive. Les divers processus intervenant sont examinés et discutés.

INTRODUCTION

Dans un précédent mémoire consacré à l'étude de l'influence du régime hydrique sur le développement des systèmes racinaires et les modalités d'alimentation en eau, nous avons mis en évidence les principaux faits suivants :

— Le régime hydrique modifie peu la répartition de l'enracinement dans le profil ; dans les horizons superficiels, les racines sont distantes entre elles de 1 cm environ en moyenne, et cette distance moyenne atteint en profondeur une dizaine de centimètres.

— Par contre, les flux hydriques sont très profondément modifiés. La couche arable et le proche sous-sol sont le siège de flux hydriques beaucoup plus importants en régime humide. En culture sèche, la partie supérieure du profil fournit une moindre proportion d'eau, reste longtemps assez desséchée, et une large part des flux hydriques s'établit en sous-sol dans des zones où les racines sont relativement éloignées les unes des autres.

Si le régime hydrique ne modifie donc guère l'importance et la répartition des systèmes racinaires, son influence sur la nutrition minérale peut néanmoins être grande en conditionnant l'activité alimentaire des racines par tout un ensemble de mécanismes que l'on peut schématiser ainsi :

— en diminuant notamment la section des films liquides, la dessiccation réduit les flux de diffusion susceptibles de s'exercer vers les racines, notamment dans la couche arable qui est à la fois la mieux colonisée et la plus riche en éléments nutritifs (FRIED et BROESHART, 1967 ; BLANCHET *et al.*, 1969 ; NYE, 1972).

— Les flux hydriques, transportant dans la rhizosphère des quantités parfois importantes d'ions minéraux, sont plus réduits en cas de sécheresse, et ils s'établissent dans des horizons plus profonds généralement moins pourvus en éléments minéraux, où les racines sont plus éloignées les unes des autres, et dont les caractères physiques et chimiques peuvent différer de ceux de la surface (texture, capacité d'échange...) (BLANCHET *et al.*, 1972 *a* ; BALDWIN *et al.*, 1972).

La compréhension de l'influence du régime hydrique sur la nutrition minérale suppose donc que l'on puisse appréhender l'ensemble des facteurs d'exploration racinaire, de niveau de réserves et de propriétés du sol, examinés à divers degrés d'humidité et à l'égard des mouvements d'espèces ioniques de comportements très différents (NO_3^-, PO_4H^{--} - $PO_4H_2^-$, K^+).

Notre but n'est pas ici de traiter l'aspect physico-chimique de ces mouvements d'ions, qui fait l'objet de travaux plus spécialisés (CALVET, 1967, 1973). Nous voudrions seulement essayer de donner une vue d'ensemble des mouvements de diffusion et de transfert en phase liquide des principaux éléments nutritifs vers des racines placées dans différentes conditions de milieu, pour tâcher de prévoir et d'expliquer les comportements au champ. Pour cela, nous avons réalisé en conditions contrôlées une série d'essais permettant autant que possible d'isoler les principaux processus.

A. — MÉTHODES EXPÉRIMENTALES

1. — *Principes*

Les facteurs et conditions de la nutrition minérale étant nombreux et très divers (BLANCHET *et al.*, 1972 *b*), nous avons surtout cherché à obtenir, à des niveaux différents d'humidité et de richesse chimique :

— des colonisations racinaires variées ;

— des flux hydriques plus ou moins importants s'exerçant sur des distances différentes.

En effet, la diffusion des ions relativement mobiles (NO_3^-, K^+) apparaît comme le processus

dominant de l'approvisionnement de la rhizosphère lorsque l'alimentation hydrique et minérale de chaque racine s'effectue dans un rayon ne dépassant pas 1 cm environ (NEWMAN et ANDREWS, 1973). Il n'en va certainement plus de même lorsque des racines plus éloignées les unes des autres induisent des mouvements d'eau et d'ions intéressant plusieurs centimètres : les transports ioniques en phase liquide (« mass-flow ») peuvent alors prendre une importance plus grande, selon la nature et la richesse du milieu traversé, et l'espèce ionique considérée (BOSC et BLANCHET, 1972 *a*).

2. — *Réalisation*

Ces expériences ont été conduites selon le principe de la méthode de STANFORD et de MENT (1959) en plaçant de jeunes plants d'orge préalablement sous-alimentés en N, P et K, sur des colonnes de sol de 25 cm de hauteur représentant deux types de milieux :

— Milieux homogènes dans lesquels les racines se développant librement n'étaient distantes entre elles que de 1 à 2 cm ; l'arrosage réalisé à leur proximité immédiate n'occasionnait des flux hydriques que sur des distances réduites.

— Milieux complexes dans lesquels la couche supérieure tassée et lissée empêchait toute pénétration des racines. Lorsque la partie inférieure de la colonne était humide, le tapis racinaire formé au contact de la surface provoquait sur une dizaine de centimètres des flux hydriques comparables à ceux que l'on rencontre en sous-sols, et la terre ainsi traversée était diversement enrichie en éléments minéraux. Lorsque le bas de la colonne était sec, l'alimentation minérale ne s'effectuait que grâce à la diffusion des ions, à la même humidité.

Nous décrirons maintenant plus en détail ces deux catégories de milieux (tabl. 1, fig. 1 et 2).

a) *Milieux homogènes.*

Le sol sablo-limoneux utilisé avait les principales caractéristiques suivantes : argile : 6,4 p. 100 ; matières organiques : 2,2 p. 100 ; P_2O_5 assimilable citrique (Dyer) : 0,14 p. 1 000 ; K_2O échangeable : 0,11 p. 1 000 ; pH : 6,7 ; CEC : 61 méq/kg. Pendant toute la durée de la culture (16 jours après transplantation), ce sol a été maintenu soit à la capacité au champ, soit à pF = 3,7. Dans ce dernier cas, l'arrosage était effectué par l'intermédiaire du sable de préculture en évitant tout drainage vers le sol lui-même ; celui-ci n'a donc pas fourni d'eau aux plantes, qui n'ont cependant pas flétri. Compte tenu de la plus grande résistance opposée par ce milieu plus sec à la pénétration des racines (MAERTENS, 1964 *a*), les colonnes ont été différemment tassées (densités apparentes 1,46 ou 1,64) de manière à obtenir dans certains cas des systèmes radiculaires comparables dans des sols d'humidités différentes (BLANCHET *et al.*, 1972 *b*).

D'autre part, ces sols ont été soit maintenus assez pauvres en éléments minéraux, par un apport limité à 10 p.p.m. N, soit notablement enrichis par addition de 75 p.p.m. N, 75 p.p.m. P et 125 p.p.m. K. Tous les échantillons recevaient en outre des quantités largement suffisantes de S, Ca, Mg et oligo-éléments. Le tableau 1 résume les diverses combinaisons de caractères physiques et chimiques ainsi étudiées.

TABLEAU I

Traitements réalisés en milieux homogènes

Traitements	Caractéristiques
1	Sol humide (capacité au champ), non tassé (porosité 45 p. 100), enrichi (300 mg N nitrique, 300 mg P, 500 mg K).
2	Humide, non tassé, non enrichi (40 mg N seulement).
3	Sec (pF = 3,7), non tassé, enrichi.
4	Sec, non tassé, non enrichi.
5	Humide, tassé (porosité 38 p. 100), enrichi.
6	Humide, tassé, non enrichi.
7	Sec, tassé, enrichi.
8	Sec, tassé, non enrichi.

Trois répétitions ont été réalisées, et les consommations d'eau ont été notées journellement. A la récolte, le profil racinaire a été contrôlé par découpage des colonnes en tranches de 5 cm d'épaisseur, et les quantités d'éléments absorbées ont été déterminées sur les plantes par différence avec les lots-témoins analysés au moment de la transplantation.

b) *Milieux complexes.*

Dans ces conditions différentes des précédentes, la pénétration des racines dans le sol était empêchée par le tassement, le lissage et la faible humidité de la surface, de manière à provoquer l'établissement de flux hydriques variables vers le tapis racinaire ainsi formé. Les figures 1 et 2 représentent respectivement le détail du dispositif expérimental, et les divers traitements réalisés. Ceux-ci ont été conduits en trois répétitions, et maintenus dans des conditions exactement identiques à celles des milieux homogènes, de manière à comparer les deux séries d'essais.

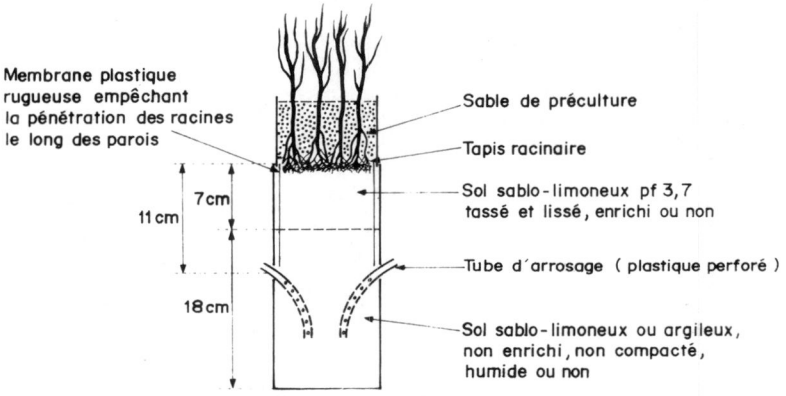


FIG. 1. — *Schéma du dispositif expérimental utilisé pour les expériences en milieux complexes*

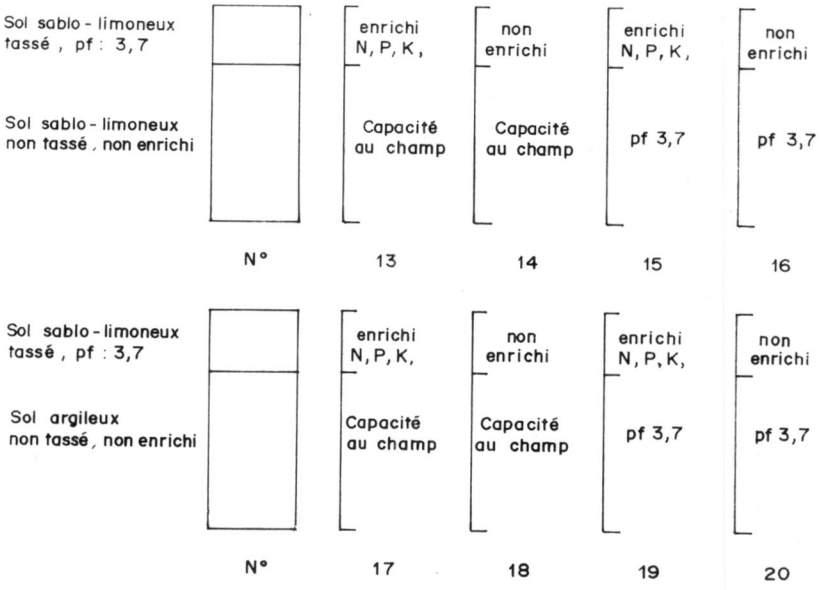


FIG. 2. — *Schéma des traitements réalisés en milieux complexes*

Les superpositions nº 13 et 14 (partie inférieure de la colonne limono-sableuse et humide) avaient pour but l'établissement de flux hydriques assez importants, balayant au passage les éléments minéraux de la partie supérieure enrichie ou non, comme ci-dessus. Au contraire, dans les traitements 15 et 16, ces flux étaient inexistants et l'alimentation minérale ne pouvait s'effectuer que par diffusion des ions.

Dans les autres séries, le sol du compartiment inférieur était de texture argileuse (37,3 p. 100 d'argile, CEC = 206 méq/kg) et très pauvre en éléments minéraux (0,085 p. 1000 P_2O_5 Dyer et 0,065 p. 1 000 K_2O échangeable). En raison de la faible succion exercée par le limon sableux sus-jacent, le flux de phase liquide était réduit (PUECH, 1969 *a*), et naturellement aussi les flux minéraux. La comparaison des nº 17-18 d'une part, et 19-20 d'autre part, permet encore d'apprécier l'influence du courant hydrique à travers un milieu enrichi ou non, de même que précédemment.

Signalons enfin que, comme nous l'espérions, les racines n'ont pratiquement pas pénétré dans le sol sec, tassé et lissé, et que les différences d'humidités réalisées au départ se sont effectivement maintenues jusqu'à la récolte, même dans les nº 13 et 14 où la teneur en eau ne s'est pas homogénéisée (PUECH, 1969 *b*). Les comparaisons attendues se sont donc bien manifestées, avec une très bonne reproductibilité selon les répétitions. Aussi, nous ne ferons état ci-dessous que des moyennes des trois répétitions, les écarts entre traitements étant très significatifs dans tous les cas.

B. — RÉSULTATS

1. — *Milieux homogènes: influence de l'humidité du sol sur la nutrition minérale dans des conditions prédominantes de diffusion des ions* (arrosage à proximité des racines)

a) *Aspects généraux.*

Le tableau 2 indique l'ensemble des résultats obtenus en milieux homogènes : allure des profils racinaires, absorptions d'eau et d'éléments minéraux. Plusieurs constatations s'en dégagent :

TABLEAU 2

Indication des profils racinaires et éléments absorbés en milieux homogènes

R : Sol enrichi ; S : pF 3,7 ;
P : non enrichi ; T : tassé.
H : humide ;

Traitements	Racines, poids sec, mg/dm³ à :			Éléments absorbés, mg/pot				Eau absorbée à partir du sol (g)
	5 cm	10 cm	15 cm	N	P	K	Ca	
1 RH	230	90	50	121	9,2	117	41	625
5 RHT	380	20	0	49	6	69	20	593
3 RS	170	25	0	41	1,7	53	15	0
7 RST	180	0	0	25	0,5	39	15	0
2 PH	250	90	45	66	5,2	80	29	493
6 PHT	170	0	0	20	1	33	13	395
4 PS	190	60	0	18	0	22	13	0
8 PST	210	0	0	7	0	9	7	0

— Dans des milieux de même état physique et chimique (richesse, compacité), la sécheresse a beaucoup diminué l'absorption de tous les éléments dosés. Cette influence est encore plus manifeste en sol pauvre qu'en sol enrichi.

— Néanmoins, des quantités relativement importantes d'éléments minéraux ont été absorbées dans les milieux maintenus à pF = 3,7, en l'absence d'absorption d'eau à partir du sol (n° 3, 7, 4, 8 où les besoins hydriques des plantes étaient assurés par humidification du sable de préculture). Ce fait montre bien que des racines peuvent assurer une alimentation minérale dans des couches assez sèches, pendant que d'autres racines absorbent l'eau en conditions humides, ainsi que nous l'avons déjà constaté (MAERTENS, 1964 *b*).

— D'autre part, le tassement et la dessiccation ont fortement réduit à la fois la pénétration des racines et la nutrition minérale.

Il apparaît donc à la fois un *effet global* du taux d'humidité du sol, qui se répercute notamment sur l'exploration racinaire, et un *effet spécifique* sur l'alimentation, que nous tenterons d'isoler en considérant les flux d'ions intervenus dans la terre explorée par les racines.

b) *Absorptions par centimètre de terre explorée.*

La profondeur atteinte par les racines a diminué en milieu sec, en raison de l'accroissement de la résistance mécanique à la pénétration (MAERTENS, 1964 *a*). Or, ce facteur de profondeur explorée a manifestement influencé beaucoup la nutrition, et nous avons tenté de l'éliminer en considérant les quantités d'éléments absorbés par centimètre de terre explorée, de manière à bien isoler l'effet propre de l'humidité sur l'alimentation minérale. Cette interprétation suppose que la capacité d'absorption des racines restait comparable à des profondeurs diverses d'un même milieu ou de milieux différents, pourvu que le front racinaire ait atteint la profondeur considérée. Un tel postulat ne pourrait pas être admis dans toutes la conditions, mais il semble possible ici, étant données la faible durée de la culture et la géométrie du milieu (MAERTENS, 1971). La cohérence des résultats (tabl. 3) renforce cette manière de voir.

Sous ces réserves, le tableau 3 permet de dégager l'influence propre de l'humidité, qui était de 22 p. 100 à la capacité au champ et de 7,6 p. 100 à pF 3,7 ; on peut considérer, dans ce dernier cas, que la section de diffusion, proportionnelle en première approximation à la teneur en eau du sol, était réduite des deux tiers environ.

Les résultats diffèrent beaucoup selon les éléments :

— Pour l'azote, l'absorption est diminuée par la dessiccation d'environ 35 p. 100 en milieu riche (n° 1-5 et 3-7, et de l'ordre de 50 p. 100 en sol pauvre (n° 2-6 et 4-8). Or les flux de diffusion F sont fonction notamment, pour un sol et une espèce ionique donnés :

• du gradient de concentration au voisinage de la racine $\frac{dc}{dl}$ (l'appauvrissement provoqué par la plante dépend d'ailleurs de l'importance de ses besoins, comparés à la possibilité de fourniture du milieu) ;

• de l'épaisseur e des films d'eau (FRIED et BROESHART, 1967) :

$$F = a \frac{dc}{dl} e$$

TABLEAU 3

Quantités d'éléments absorbées par centimètre de terre explorée par les racines, dans les divers milieux homogènes

R : Sol enrichi ; S : pF 3,7 ;
P : non enrichi ; T : tassé.
H : humide ;

Traitements	Profondeur explorée (cm)	Éléments absorbés par cm de terre explorée (mg)			
		N	P	K	Ca
1 RH	25	4,9	0,37	4,7	1,6
5 RHT	10	4,9	0,6	6,9	2
3 RS	12	3,4	0,14	4,4	1,3
7 RST	8	3,1	0,06	4,9	1,9
2PH	25	2,7	0,21	3,2	1,2
6 PHT	8	2,5	0,13	4,1	1,6
4 PS	12	1,5	0	1,8	1,1
8 PST	8	0,9	0	1,1	0,9

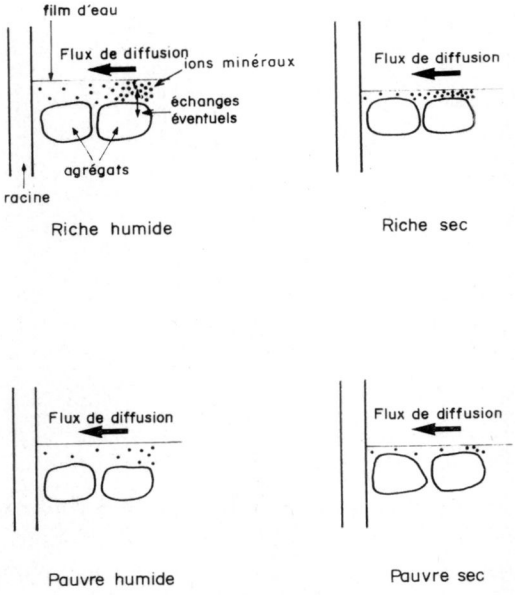


FIG. 3. — *Schéma des flux de diffusion s'exerçant dans diverses conditions de milieu*

Il est donc très normal que l'influence de la dessiccation sur l'approvisionnement de la rhizosphère se manifeste moins en milieu riche, où la plus forte concentration des ions NO_3^- a pu compenser partiellement la réduction de la section de diffusion, comme l'indique le schéma de la figure 3.

— Cette influence de l'humidité apparaît beaucoup plus marquée pour le phosphore, quoique les résultats soient moins cohérents. La diffusion de cet élément est particulièrement faible (BHAT et NYE, 1973), et nous reviendrons sur son comportement.

— Pour le potassium, on n'observe guère de réduction de la diffusion dans le sol enrichi qui paraît suffisamment bien pourvu pour assurer sensiblement les flux nécessaires à la plante, même en cas de faible teneur en eau ; par contre, en l'absence d'enrichissement, la diffusion a été très fortement diminuée par la sécheresse (réduction de l'ordre de 60 p. 100).

— Sur le calcium, plus abondant dans le sol, l'effet de la teneur en eau est plus limité.

Ainsi, la diminution de l'humidité du sol et de la section de diffusion qui en résulte a des conséquences très diverses selon la nature des ions et le niveau des réserves minérales. Au moins pour N et K, l'enrichissement du sol peut compenser dans une large mesure l'effet défavorable de la dessiccation sur l'alimentation.

TABLEAU 4

Influence de l'humidité du sol sur l'absorption des éléments minéraux, en milieux homogènes enrichis ou non

Traitements	Sol non enrichi			Sol enrichi		
	Capacité au champ (n° 6)	pF = 3,7 (n° 8)	Diminution relative d'absorption (p. 100)	Capacité au champ (n° 5)	pF = 3,7 (n° 3 *b*)	Diminution relative d'absorption (p. 100)
Eau absorbée à partir du sol (g)	395	0		593	0	
Profondeur explorée par racines (cm)	8	8		10	10	
Éléments absorbés (mg) :						
N	20	7	65	49	31	37
P	1	0	100	6	0,5	92
K	33	9	73	69	51	26
Ca	13	7	46	20	15	25

Ces faits apparaissent également au tableau 4, qui compare deux à deux des traitements sec et humide où l'exploration racinaire est identique, et ne fait pas appel aux hypothèses d'interprétation ci-dessus. Les conclusions sont les mêmes : effet très marqué sur P, moindre sur N, K et Ca, et pour tous ces éléments, beaucoup plus important en sol pauvre qu'en sol enrichi.

Nous essaierons maintenant de voir l'action qu'exercent sur la nutrition les flux hydriques et les transports d'ions en phase liquide, susceptibles de s'exercer sur de plus longues distances en milieux moins explorés par les racines.

2. — *Influence des flux hydriques et des transports en phase liquide* (milieux complexes)

Rappelons tout d'abord que, dans nos conditions expérimentales, un tapis racinaire s'est constitué sur une couche de terre tassée, lissée au plan de contact, maintenue à pF 3,7, enrichie ou non en éléments minéraux, et susceptible d'être traversée par des flux hydriques provenant d'un « sous-sol » plus humide, argileux ou limono-sableux.

Ces conditions étant quelque peu difficiles à réaliser, il importe de vérifier la validité des résultats, notamment chez les témoins sans flux hydriques.

a) *Examen des témoins.*

Ces témoins représentent les traitements dans lesquels la partie inférieure de la colonne était également maintenue à pF 3,7. L'alimentation hydrique était assurée à travers le sable de préculture, et l'alimentation minérale ne pouvait s'effectuer que par diffusion des ions vers le tapis racinaire (n° 15, 16, 19, 20).

Les résultats obtenus montrent que les quantités d'éléments absorbés sont effectivement voisines dans les traitements comparables : n° 15 et 19 enrichis, n° 16 et 20 non enrichis (tabl. 5). Elles sont toutefois régulièrement un peu plus faibles lorsque la partie basse de la colonne était constituée de sol argileux, pauvre et de fort pouvoir adsorbant. Il est possible qu'un certain appauvrissement de la partie moyenne placée au contact des racines en ait résulté, et qu'au contraire de très légers flux hydriques ascendants, non mesurables, soient intervenus dans les textures sablo-limoneuses superposées, facilitant légèrement l'alimentation. Ces perturbations sont cependant faibles par rapport à l'influence des transferts liquides contrôlés, dont l'effet peut valablement être exprimé par la différence (tabl. 5) :

$$\text{effet flux eau} = (\text{diffusion} + \text{transfert}) - \text{diffusion seule}.$$

Cette expression est certes schématique, car les mouvements de phase liquide ont certainement modifié la diffusion lorsque les deux processus sont intervenus simultanément. Cette approche peut néanmoins permettre de tracer les grandes lignes des faits observés, en une première approximation que nous discuterons ci-dessous.

b) *Contributions du transport en phase liquide et de la diffusion.*

Quoique l'alimentation minérale ait été ici nettement moins bonne qu'en milieux explorés par les racines, on peut constater que les transferts de phase liquide ont eu un effet très marqué.

Dans la terre sablo-limoneuse non enrichie n° 14, les 3/4 environ des éléments absorbés sont parvenus aux racines grâce aux flux hydriques (tabl. 5). En présence d'enrichissement, cette proportion dépasse encore 1/2, malgré une diffusion plus abondante due à une plus forte « pression » des ions dans la terre voisine des racines, particulièrement sensible pour P. Pour N et K, la contribution des flux hydriques est comparable en valeurs absolues dans les milieux enrichis ou non, mais l'effet dû

à un même volume d'eau (100 ml) est nettement plus important en présence d'engrais, comme on pouvait s'y attendre (la raison pour laquelle les plantes ont consommé moins d'eau dans ce cas est complexe, et nous nous proposons d'y revenir ultérieurement).

En présence du sous-sol argileux, qui a cédé plus difficilement l'eau et dont la phase liquide renfermait moins d'ions nutritifs, l'influence des flux hydriques sur l'alimentation minérale a été moindre, mais elle reste loin d'être négligeable. Malgré un courant de transpiration particulièrement faible (0,3 à 1 mm par jour), la phase liquide a apporté en milieu pauvre environ 50 p. 100 des éléments absorbés, et 30 p. 100 en milieu enrichi.

TABLEAU 5

Influence des flux hydriques intervenus en l'absence d'exploration racinaire
Effet flux eau = (diffusion + transfert) — (diffusion seule)

(N°)	Variables mises en jeu			Résultats			
	Processus intervenus	Terre au contact des racines	Eau absorbée à partir du sol (ml)	Éléments absorbés, mg			
				N	P	K	Ca
			Zone inférieure sablo-limoneuse				
13	Diffusion + transfert ..	enrichie	171	58	2,4	83	38
15	Diffusion seule	—	0	25	0,2	31	19
	Effet flux eau :						
	total			33	2,2	52	19
	pour 100 ml			19	1,3	30	11
14	Diffusion + transfert ..	non enrichie	283	45	0,6	59	24
16	Diffusion seule	—	0	8	0	13	9
	Effet flux eau :			37	0,6	46	15
	total			13	0,2	16	5
	pour 100 ml						
			Zone inférieure argileuse				
17	Diffusion + transfert ..	enrichie	59	29	0,3	37	26
19	Diffusion seule	—	0	20	0	27	13
	Effet flux eau :						
	total			9	0,3	10	13
	pour 100 ml			15	0,5	17	22
18	Diffusion + transfert ..	non enrichie	159	16	0	19	14
20	Diffusion seule	—	0	6	0	9	8
	Effet flux eau :			10	0	10	6
	total			6	0	6	4
	pour 100 ml						

Le cas du potassium peut être examiné un peu plus en détail, pour tâcher de mieux cerner les processus intervenus. Dans le sol limono-sableux, 1 cm de terre située immédiatement au-dessous du tapis racinaire, soit 185 g de terre, renfermait :

— 40 mg K échangeable dans les milieux enrichis (n° 13 et 15) ;
— 16,5 mg K échangeable en milieu non enrichi (n° 14 et 16).

Par diffusion seule, l'absorption de K a été de 31 mg dans le n° 15 et de 13 mg dans le n° 16, équivalente à l'épuisement des 3/4 du potassium échangeable contenu dans cette tranche de 1 cm, ce qui apparaît tout à fait en accord avec les faits connus.

Par contre, les flux hydriques ont apporté dans le sol limono-sableux, selon qu'il était enrichi ou non, respectivement 300 et 160 mg K /litre, contre 170 et 60 mg/l K seulement dans la terre argileuse, de capacité d'échange de cations beaucoup plus élevée. Malgré les différences de teneurs en K échangeable, ces résultats confirment bien le rôle de la nature du sol et en particulier de la CEC dans les mouvements d'ions K^+ (Bosc, 1972) : si la diffusion peut être prépondérante en forte CEC, les transferts de phase liquide jouent un rôle considérable en faible CEC, même avec un courant de transpiration limité (il n'était ici que de l'ordre de 1 mm/jour).

c) *Essai d'interprétation de la concentration minérale des flux hydriques* (tabl. 5, effets flux eau pour 100 ml).

Pour l'azote, ces flux ramenés à 100 ml d'eau sont voisins dans les deux terres enrichies : 19 et 15 mg N. L'apport ayant été effectué sous forme nitrique, cette similitude est très logique. Mais la dose d'apport laissait prévoir une concentration supérieure : dans la couche enrichie, 75 p.p.m. N dans ce sol à 7,2 p. 100 d'eau représentent environ 1 g/l N, et la dilution par la phase liquide sous-jacente aurait dû aboutir sensiblement à 0,5 g/l. Or, on n'obtient ici que 0,19 et 0,15 g/l. On peut alors penser que le « balayage » n'a pas intéressé toute la masse du sol, mais plutôt des voies préférentielles telles que les pores de plus grandes dimensions (Puech, 1969 *b*).

Pour le potassium, l'interprétation est également complexe : la concentration par 100 ml d'eau serait, en sols enrichis, de 0,3 et 0,17 g/l K, ce qui paraît bien élevé malgré le faible taux d'humidité (la phase liquide renferme 0,02 à 0,05 g/l K à la capacité au champ). Un tel accroissement apparent est assez troublant car on pourrait plutôt s'attendre au résultat opposé : la terre voisine des racines étant appauvrie en K sous l'effet de la diffusion, elle adsorbe vraisemblablement une partie des ions K^+ apportés par le flux hydrique, tendant ainsi à appauvrir celui-ci. Or, c'est le contraire que l'on observe, et on peut se demander quelle en est la cause.

En milieu humide, la diffusion a été plus importante, et l'approximation :

$$\text{effet flux d'eau} = \begin{bmatrix}\text{diffusion (humide)} \\ + \text{ transfert}\end{bmatrix} - \text{diffusion (sec)}$$

introduit une erreur par excès dans l'appréciation de l'influence des transferts.

D'autre part, Nielsen et Biggar (1962) ont observé que des flux hydriques suffisamment rapides pouvaient accélérer la diffusion, et il est possible que ce phénomène, mal expliqué du point de vue physico-chimique, soit intervenu ici. L'eau se déplaçait en effet à une vitesse d'environ 20 mm par jour : la couche maintenue à pF 3,7 contenait sur 7 cm de hauteur, 100 ml de terre, et on peut admettre que l'eau circulante représentait 5 p. 100 de ce volume, soit 40 ml ; la transpiration de 10 ml/jour entraînait donc un déplacement de l'eau voisin de 2 cm/jour dans cette couche. Cette vitesse, très comparable à celles que l'on observe au champ (cf mémoire précédent), peut accélérer la diffusion (Nye et Marriot, 1969). Il en irait d'ailleurs de même pour le phosphore dont les concentrations ramenées à 100 ml d'eau apparaissent ici bien élevées. Nous nous efforcerons ultérieurement de contrôler ces hypothèses.

De manière générale, nous nous trouvons ainsi très éloignés de la conception habituelle des transports d'éléments par la phase liquide, basée sur la simple composition de la « solution du sol ». Les processus réels sont certainement beaucoup plus complexes, et il n'est pas certain que diffusion et « mass-flow » puissent être aussi facilement distingués.

Notons enfin l'influence des propriétés physico-chimiques du sol sur ces divers phénomènes : la comparaison des résultats obtenus dans les n° 13 et 17 laisse supposer que les flux d'anions ont principalement été accompagnés d'ions K^+ en faible CEC (n° 13) et de Ca^{++} en forte CEC (n° 17), selon des mécanismes que nous avons discutés par ailleurs (BOSC, 1972 ; BOSC et BLANCHET, 1972). Le rôle des réactions d'échanges de cations dans ces transferts de phases liquides se confirme bien ici, et rejoint les observations d'autres auteurs (NEMETH *et al.*, 1969 ; NEMETH et GRIMME, 1972).

C. — DISCUSSION ET CONCLUSIONS

L'influence de l'humidité du sol et des flux hydriques à l'égard des mouvements d'ions qui assurent la nutrition minérale des plantes apparaît donc à la fois très importante et très complexe. Sur le plan agronomique, les diverses composantes de ces phénomènes ne sont d'ailleurs pas faciles à isoler.

Au cours des dernières années, des progrès très importants ont été accomplis dans la connaissance physico-chimique des processus de diffusion. L'acquit ainsi réalisé est considérable, mais malgré certaines tentatives brillantes (ex. BAR-YOSEF *et al.*, 1972), la transposition agronomique n'est pas toujours facile. Les aspects relatifs aux racines, aux mouvements d'ions et aux mouvements d'eau sont en effet fort enchevêtrés, et variables selon les espèces ioniques. Aussi, des essais de vues d'ensemble telles que celle que nous avons tenté de réaliser ne sont peut-être pas inutiles. Nous pouvons tâcher d'en résumer ainsi les principaux enseignements :

1. — *Flux ioniques, exploration du sol par les racines et nutrition minérale*

A l'égard de la nutrition minérale, dans quelle mesure les flux de diffusion et de phase liquide peuvent-ils suppléer une faible exploration racinaire, comme cela se présente couramment, par exemple dans les horizons profonds ? Le rapprochement des résultats obtenus ici en milieux homogènes ou complexes apporte quelques éléments de réponse à cette question (tabl. 6).

Cette comparaison montre tout d'abord que, par rapport au traitement n° 1 considéré comme représentant des conditions idéales, les n° 5 et 13 ont eu une alimentation fortement réduite, mais des nuances importantes apparaissent :

— L'alimentation phosphatée est très mal assurée lorsque l'exploration racinaire est insuffisante, surtout en milieu pauvre et de pouvoir fixateur élevé, comme cela se conçoit aisément, étant donnés les faibles mouvements des ions PO_4. Ce fait est encore aggravé par une faible humidité (tabl. 3).

— Pour les ions plus mobiles (NO_3^-, K^+, Ca^{++}), les transferts de phase liquide sont susceptibles d'entraîner vers la rhizosphère des flux importants, compensant

dans une large mesure l'insuffisance de racines, même en milieu pauvre (cas fréquent des sous-sols) ; pour les cations, l'accroissement de la CEC constitue cependant un frein à ces mouvements.

Ainsi, l'alimentation minérale à partir de la diffusion des ions, prédominante lorsque l'eau se trouve au voisinage immédiat des racines, et quel que soit le régime hydrique dans le cas du phosphore, suppose une exploitation abondante du sol par les racines (distances moyennes entre celles-ci de l'ordre du centimètre : NEWMAN et ANDREWS, 1973). Mais, si des flux hydriques peuvent s'établir et transporter vers la rhizosphère des quantités suffisantes d'ions relativement mobiles, une exploration aussi intense n'est pas forcément nécessaire pour assurer l'alimentation en ces ions.

TABLEAU 6

Rôle de l'exploration du sol par les racines, en milieux humides

Modalités apports d'eau	A proximité des racines		Loin des racines
Milieux	Homogène		Complexe, base sablo-limoneuse
	non tassé	tassé	
a) *Sols enrichis* (n°)	1	5	13
Poids racines dans le sol (g)	0,36	0,41	0
Profondeur atteinte (cm)	25	10	0
Eau consommée (g)	625	593	171
Éléments absorbés (mg) :			
N	121	49	58
P	9,2	6	2,4
K	117	69	83
Ca	41	20	38
b) *Sols non enrichis* (n°)	2	6	14
Poids racines dans le sol (g)	0,39	0,23	0
Profondeur atteinte (cm)	25	8	0
Eau consommée (g)	493	395	283
Éléments absorbés (mg) :			
N	66	20	45
P	5,2	1	0,6
K	80	33	59
Ca	29	13	24

Les possibilités d'absorption des racines étant très élevées, une fraction du système racinaire placée dans de bonnes conditions peut d'ailleurs s'avérer suffisante (MAERTENS, 1970). Les techniques de localisation, « fumures-starters », irrigation par goutte à goutte, répondent à ce but. Ces techniques permettent l'établissement de flux minéraux et éventuellement hydriques élevés, vers un nombre limité de racines.

2. — *Particularités relatives aux divers éléments*

Sous sa forme nitrique, l'azote se trouve à l'état dissous dans la phase liquide, et sa mise à la disposition des racines est conditionnée tant par l'exploration raci-

naire que par les mouvements d'eau, comme l'illustrent bien les résultats ci-dessus. Le régime hydrique est donc un facteur essentiel de la disponibilité des ions NO_3^- à l'égard des plantes (MAERTENS, 1964 ; DECAU, 1970). Néanmoins, les circulations préférentielles de l'eau sont susceptibles de laisser dans les micropores du sol des quantités appréciables de nitrates, malgré leur diffusion assez aisée. Il n'est donc pas surprenant que les cultures ne puissent pas toujours utiliser la totalité de l'azote nitrique du sol.

Le phosphore est l'élément le moins mobile, tant en raison de sa faible concentration en phase liquide que de sa diffusion très limitée. Ce dernier processus conditionne pourtant l'alimentation phosphatée, et nous avons vu sa très grande sensibilité à l'humidité du sol. D'autre part, beaucoup de terres étaient initialement pauvres en P, et, grâce aux apports d'engrais, c'est essentiellement la couche arable qui a été enrichie. Cette couche étant aussi la mieux explorée par les racines, on peut penser qu'un régime hydrique humide favorise beaucoup l'alimentation phosphatée, tandis que la sécheresse l'handicape fortement. C'est effectivement ce que l'on observe au champ, et nous y reviendrons dans un prochain travail.

Le potassium se comporte de façon intermédiaire entre N et P, diffusion et transferts liquides concourant à l'alimentation selon des mécanismes qui interfèrent certainement plus qu'ils ne se surajoutent. A un degré apparemment moindre que pour P, la dessiccation du sol restreint la diffusion ; cet inconvénient peut toutefois être compensé dans une large mesure par l'accroissement des réserves. Surtout, la plante peut également tirer parti du potassium du sous-sol, grâce à des flux hydriques même limités.

Pour conclure, nous pouvons dire que les mécanismes exacts de l'action des flux hydriques sur l'alimentation minérale demeurent mal connus, quoique leur rôle soit vraisemblablement plus important qu'on ne l'a souvent estimé. A une micro-échelle, c'est toute la dynamique de l'environnement racinaire qu'il faudrait mieux comprendre et expliciter, tandis qu'à une macro-échelle, l'alimentation est la résultante des caractères des profils pédologique, chimique, hydrique et racinaire. L'étude globale des relations entre l'humidité du sol et la nutrition minérale montre en tous cas l'importance que revêtent ces relations, et, dans un prochain travail, nous tenterons d'en examiner au champ les répercussions.

Reçu pour publication en janvier 1974.

SUMMARY

THE INFLUENCE OF DIFFERENT HYDROUS SYSTEMS ON THE ABSORPTION OF WATER AND MINERAL ELEMENTS BY CROPS. II. — THE INFLUENCE OF SOIL HUMIDITY AND HYDROUS FLOWS ON THE ABSORPTION OF MINERAL ELEMENTS BY ROOTS

Experiments conducted using a technique similar to that of STANFORD and de MENT on columns of enriched or non-enriched soils, maintained at different degrees of humidity, and possibly compressed, enabled various conditions of root exploration with variable water contents to be set up, from which the effect of diffusion flows and liquid phase transfers could be isolated.

The influence of soil humidity on diffusion steadily increases from NO_3^- to K^+ and $PO_4H_2^-$-PO_4H^{--}. Soil enrichment can compensate, at least partly, the unfavourable effect of drying when the medium is sufficiently explored by the roots.

The liquid phase transfers are capable of ensuring a large proportion of the nitrate and potassium nutrition of the plants if the CEC of the soil is not too high. However, the estimation of transfers of ions by simple calculation of the hydrous flow and average ionic concentration of the liquid phase appears to be an over simplification. The various processes involved are examined and discussed.

ZUSAMMENFASSUNG

DER EINFLUSS VERSCHIEDENER BEWÄSSERUNGSWEISEN AUF DIE ABSORPTION VON WASSER UND VON MINERALISCHEN ELEMENTEN DURCH KULTUREN.

II. — DER EINFLUSS DER BODENFEUCHTIGKEIT UND DER WASSERFLÜSSE AUF DIE ABSORPTION MINERALISCHER ELEMENTE DURCH DIE WURZELN

Ähnliche Versuche wie die von STANFORD und die von MENT wurden mit angereicherten bzw. nicht angereicherten Bodensäulen, die unter verschiedenen Feuchtigkeitsbedingungen gehalten und eventuell zusammengepresst wurden, durchgeführt und haben es ermöglicht, verschiedene Bedingungen für die Erforschung von Wurzeln variablen Wassergehalts zu realisieren, was die Rolle der Diffusion und der Übertragung der flüssigen Phase zu isolieren gestattete.

Der Einfluss der Bodenfeuchtigkeit auf die Diffusion ist stärker bei K^+ und $H_2PO_4^-$-$H_2PO_4^-$ – als bei NO_3^-. Die Bodenanreicherung kann zumindest teilweise den ungünstigen Austrocknung seffekt kompensieren, wenn das Milieu durch die Wurzeln hinreichend aufgeschlossen ist.

Die Übergführung der flüssigen Phase kann einen grossen Teil der Pflanzenversorgung mit Nitraten und mit Kalium garantieren, wenn das CEC des Bodens nicht zu hoch ist. Eine Abschätzung des Ionentransports durch eine einfache Berechnung des Wasserflusses und der mittleren Ionenkonzentration in der flüssigen Phase erscheint jedoch zu simplifizierend. Die verschiedenen stattfindenden Vorgänge werden untersucht und besprochen.

РЕЗЮМЕ

Р. БЛАНШЕ, М. БОСК, К. МЭРТЕНС, Ж. ПЮЭШ

Влияние различных водных режимов на поглощение влаги и минеральных элементов культурами. — II. Влияние влажности почвы и водных токов на поглощение минеральных элементов культурами.

Опыты, проведенные по технологии, близкой к рекомендуемой Станфордом и Ментом, в колонках наполненных обогащенной или необогащенной почвой, поддерживавшейся на различных уровнях влажности и, в известных случаях уплотненной, позволили реализацию разных условий роста корней в глубину, при различных содержаниях влаги, разрешавших изолировать эффекты токов диффузии и перемещений жидкой фазы.

Влияние влажности почвы на диффузию увеличивается от NO_3^- до K^+ и от $PO_4H_2^-$ до PO_4H^{--}. Обогащение почвы может компенсировать, хотя-бы частично, неблагоприятный эффект высыхания, если корни хорошо проникают в среду.

Пермещения жидкой фазы могут обеспечить большую часть питания растений нитратами и калием, в случае, когда емкость обмена катионами почвы не очень велика. Однако, оценка транспорта ионов при помощи простого рассчета водного тока и средней концентрации ионов в жидкой фазе, представляется чрезмерным упрощением, Рассматриваются и обсуждаются различные процессы принимающие в этом участие.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BAR-YOSEF B., KAFKAFI U., BRESLER E., 1972. Uptake of phosphorus by plants growing under field conditions. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **36**, 783-793.

BALDWIN J. P., TINKER P. B., NYE P. H., 1972. Uptake of solutes by multiple root systems from soil. *Plant and Soil*, **36**, 693-708.

BHAT K. K. S., NYE P. H., 1973. Diffusion of phosphate to plant roots in soil. *Plant and Soil*, **38**, 161-175.

BLANCHET R., BOSC M., MAERTENS C., 1969. Some interactions of cation nutrition and the water supply of plants, in *Transition from extensive to intensive agriculture with fertilizers*. Intern. Potash Institute, Berne, 121-131.

BLANCHET R., BOSC M., MAERTENS C., PUECH J., 1972 *a*. Root system, transpiration and ion movement in the soil. *9th Intern. Potash Institute Colloquium*, Berne (sous presse).

BLANCHET R., MAERTENS C., BOSC M., PUECH J., 1972 *b*. Importance et limites de l'influence de la richesse minérale d'un sol à l'égard de l'alimentation de la plante, en présence d'autres contraintes. *C. R. Acad. Sc.*, Paris, **274**, 2023-2025.

BOSC M., 1972. *Étude des mouvements d'ions K^+ vers les racines dans des sols de diverses capacités d'échange de cations*. Thèse n° 281. Université Paul Sabatier, Toulouse.

BOSC M., BLANCHET R., 1972. Influence de la capacité d'échange de cations du sol sur les mouvements d'ions K^+ assurant l'alimentation potassique des plantes. *C. R. Acad. Sc. Paris*, **274**, 1792-1795 et 1900-1903.

CALVET R., 1967. La diffusion dans les systèmes argile-eau. *Ann. agron.*, **18**, 217-236 et 429-444.

CALVET R., 1973. Hydratation de la montmorillonite et diffusion des cations compensateurs. *Ann. agron.*, **24**, 135-218.

DECAU J., 1970. Effets comparés de l'irrigation et de la fumure azotée sur les productions qualitative et quantitative de maïs de variétés différentes. *Ann. agron.*, **21**, 335-349.

FRIED M., BROESHART H., 1967. *The soil-plant system*, p. 54-68. Academic Press, New York.

MAERTENS C., 1964 *a*. La résistance mécanique des sols à la pénétration : ses facteurs et son influence sur l'enracinement. *Ann. agron.*, **15**, 539-554.

MAERTENS C., 1964 *b*. Influence des propriétés physiques des sols sur le développement radiculaire et conséquences sur l'alimentation hydrique et azotée des cultures. *Science du Sol*, **2**, 1-11.

MAERTENS C., 1970. *Influence des conditions de milieu sur l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par les systèmes radiculaires de quelques graminées cultivées*. Thèse n° 260, Université Paul Sabatier, Toulouse.

MAERTENS C., 1971. Étude expérimentale de l'alimentation minérale et hydrique du maïs. Capacités d'absorption des parties basales et apicales des racines de *Zea Maïs*. *C. R. Acad. Sc. Paris*, **273**, 730-732.

NEMETH K., MENGEL K., GRIMME H., 1969. The concentration of K, Ca and Mg in the saturation extract in relation to exchangeable K, Ca and Mg. *Soil Sci.*, **109**, 179-185.

NEMETH K., GRIMME H., 1972. Effect of soil pH on the relationship between K concentration in the saturation extract and K saturation of soils. *Soil Sci.*, **114**, 349-354.

NEWMAN E. I., ANDREWS R. E., 1973. Uptake of phosphorus and potassium in relation to root growth and root density. *Plant and Soil*, **38**, 49-69.

NIELSEN D. R., BIGGAR J. W., 1962. Miscible displacement. III. Theoretical considerations. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **26**, 216-221.

NYE P. H., MARRIOTT F. C. H., 1969. A theoretical study of the distribution of substances around roots resulting from simultaneous diffusion and mass-flow. *Plant and Soil*, **30**, 459-472.

NYE P. H., 1972. Localised movements of potassium ions in soil. *9th Intern. Potash Institute Colloquium*, Berne (sous presse).

PUECH J., 1969 *a*. Étude expérimentale de la circulation de l'eau non saturante de différents sols vers une zone d'absorption. *Ann. agron.*, **20**, 245-261.

PUECH J., 1969 *b*. Capacité de cession de l'eau des sols et essai d'interprétation des débits. *Ann. agron.*, **20**, 505-516.

STANFORD C., DE MENT J. D., 1959. A method for measuring short term nutrient absorption by plants. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **23**, 47-50.

Ann. agron., 1974, **25** (5), 697-731.

ÉTUDE DE L'ÉVAPOTRANSPIRATION RÉELLE ET MAXIMALE DE DIVERSES CULTURES : DISPOSITIF ET MESURES (1)

A. PERRIER, P. ARCHER et A. BLANCO DE PABLOS (2)

Station de Bioclimatologie,
Centre national de Recherches agronomiques, I. N. R. A.,
78000 Versailles

RÉSUMÉ

Un dispositif de mesures directes de l'évapotranspiration, avec des lysimètres pesables de 3 à 5 m², fonctionne depuis 1967 à la Station de Bioclimatologie de Versailles.

Les variations de poids de chaque lysimètre sont mesurées et enregistrées à l'aide de capteurs à jauges de contrainte reliés à un enregistreur. A partir du fonctionnement de ces appareils pendant six ans, et des mesures obtenues, on a dressé un bilan de leurs performances techniques et métrologiques. D'autre part, la présentation d'une série de résultats illustre l'intérêt de ces lysimètres en tant qu'outils de recherche.

L'étude technique porte sur trois types d'appareils :

— 7 lysimètres de grande profondeur (2 m) pour la mesure de l'évapotranspiration de cultures non-irriguées (sensibilité 0,2 mm) ;
— 1 lysimètre destiné à la mesure de l'évapotranspiration potentielle (sensibilité 0,05 mm) ;
— 1 lysimètre de haute précision destiné à la mesure de l'évapotranspiration à l'échelle de la demi-heure (sensiblité 0,02 mm).

La fiabilité de quelques capteurs du premier type s'est avérée discutable. Les précisions de pesée, conformes aux prévisions, semblent liées aux possibilités de l'enregisteur commun aux trois types d'appareils. Dans le cas des lysimètres profonds, la variabilité des mesures obtenues simultanément par plusieurs appareils en conditions agronomiques identiques semble presque aussi bien due à l'hétérogénéité des cultures qu'à la précision de pesée proprement dite.

Une première exploitation des diagrammes obtenus permet notamment :

— des comparaisons de ce type de mesures avec d'autres méthodes de détermination moins directes : formules climatiques pour ETP, méthode du bilan d'énergie pour ETR ;
— des mesures annexes de pluie et de rosée ;
— des études de l'évapotranspiration de diverses cultures (Féverole, Haricot, Maïs) en conditions naturelles ou avec irrigation, comparée à l'évapotranspiration potentielle.

(1) Cet article est publié dans le contexte des recherches effectuées sur le dispositif expérimental (La Minière) de la Station de Bioclimatologie (I. N. R. A., Versailles). Il est complémentaire des travaux déjà publiés dans la série « Assimilation nette, utilisation de l'eau et microclimatologie d'un champ de Maïs ». (*Ann. agron.*, 1971, **22**, 367-381, 383-396, 515-525 et 1973, **24**, 287-305).

(2) Centro de Edafologia y de Agrobiologia Aplicada, Salamanque (Espagne).

INTRODUCTION

La mesure directe de l'évapotranspiration fournit des données précieuses concernant le bilan hydrique et la consommation en eau des diverses surfaces naturelles, sols nus ou couvertures végétales en particulier. Ces données, indispensables pour pouvoir vérifier les différentes méthodes pratiques de calcul ou d'estimation, sont cependant difficiles et délicates à obtenir lorsqu'une précision supérieure à 15 p. 100 est souhaitée. Ces difficultés sont inhérentes au fait que le terme apparemment simple d'évapotranspiration recouvre une réalité physique complexe — perte en eau du système considéré par vaporisation de cette eau — dont les facteurs moteurs sont multiples : facteurs d'ordre climatique, facteurs dus au système considéré (surface, dimension spatiale, structure verticale, etc.) et facteurs biologiques liés à la vie et à la physiologie du système. C'est l'importance de ces facteurs biologiques qui justifie l'emploi classique du terme d'évapotranspiration bien que le phénomène de base soit toujours une évaporation.

Dans la plupart des cas, la mesure directe de l'évapotranspiration consiste à déterminer, pour un intervalle de temps donné, la variation de poids du système choisi, c'est-à-dire une végétation avec toute la zone de sol nécessaire à son alimentation en eau (SLATYER et MCILROY, 1961). La réalisation d'une telle mesure pose trois types de problèmes :

— La mesure de l'évapotranspiration est toujours réalisée sur de très petites surfaces par rapport au domaine auquel elle doit s'appliquer (champ de quelques ares à plusieurs hectares voire même une région). En effet, une mesure directe se fait au mieux sur quelques dizaines de m^2 (POPOV, 1959) et le plus souvent sur quelques m^2 seulement. Le problème de la représentativité d'une si petite surface n'est résolu, à la limite, que pour des surfaces très homogènes dont quelques mètres carrés de référence suffisent à caractériser l'ensemble du couvert.

— La mesure de l'évapotranspiration nécessite le choix d'un système de référence, soit un couvert de surface et de volume bien définis. Le domaine de ce système comprend d'une part le volume de sol nécessaire à une bonne alimentation hydrique, et d'autre part l'ensemble des surfaces d'échanges avec l'air. Ce choix peut se porter : sur une surface d'eau particulière quant à sa dimension et sa position (mesure de l'évaporation d'un bac de surface et de volume définis), ou encore sur un sol nu ou un couvert végétal quelconque (gazon, luzerne ou blé, maïs, etc.).

Avec une surface d'eau, le volume considéré n'est pas très important puisque l'alimentation en eau de la surface ne pose pas de problème ; mais l'évaporation d'une telle surface est très arbitraire et généralement non-représentative des zones avoisinantes, à l'exception des étendues d'eau, et varie beaucoup suivant les différents types de bac utilisés, et suivant la valeur de l'évapotranspiration moyenne des zones avoisinantes.

Pour les différents types de surface naturelle, la profondeur de sol utilisé dans le domaine circonscrit pour la pesée est importante surtout en cas d'un fort déficit hydrique du système au cours de certaines périodes. En ce qui concerne le domaine aérien, plus la structure verticale du couvert considéré s'accroît (développement

varié des surfaces d'échange dans l'espace), plus la surface horizontale du système de mesure doit être grande pour répondre au souci d'homogénéité du système et donc à l'exigence d'une bonne représentativité (alinéa précédent).

— Enfin la mesure de l'évapotranspiration réelle est le plus souvent une mesure en régime transitoire. En effet, l'évapotranspiration représente une perte pour le système, ce qui entraîne une évolution dans le temps qui se superpose à l'évolution rapide due aux fluctuations des facteurs moteurs physiques ou biologiques de l'évapotranspiration. La représentativité d'une mesure en régime transitoire, nécessite qu'à chaque instant le domaine isolé pour la mesure évolue de la même façon que le milieu extérieur qu'il est censé représenter. Cette condition, difficile à réaliser, peut plus ou moins être contournée dans le cas d'une mesure avec réalimentation en eau, (zone irriguée par exemple) puisque, sous l'angle de l'eau, un régime quasi permanent est réalisé, diminuant ainsi considérablement le rôle de ce principal facteur de différenciation au cours de l'évolution du système.

Indépendamment des difficultés techniques inhérentes au dispositif de mesure choisi, le rappel de ces principaux problèmes théoriques liés à la mesure de l'évapotranspiration réelle montre avec quelle circonspection il est nécessaire d'aborder les mesures d'évapotranspiration.

I. — CHOIX DU DISPOSITIF

La réalisation d'un système de mesure directe dépend tout d'abord de la finalité de la mesure et en particulier de l'échelle de temps servant de base pour la réalisation des mesures.

Deux types de finalités nous ont guidés dans le choix et les installations de ce dispositif de mesure de l'évapotranspiration (CHARTIER *et al.*, 1971) :

— Posséder sur le dispositif expérimental (La Minière) des évapotranspiromètres suffisamment précis et fiables pour avoir un moyen de tester l'ensemble des formules et des méthodes plus ou moins fines de calcul ou de mesure de l'évapotranspiration réelle ou potentielle des couverts. En particulier, l'idée d'utiliser des méthodes de mesure de l'évapotranspiration quasi instantanée d'un couvert, comme la méthode aérodynamique ou celle du bilan d'énergie, valables pour des échelles de temps de quelques minutes (10 à 20 mn), nécessitait un moyen de mesure directe de l'évapotranspiration sur les mêmes couverts et pour un même intervalle de temps. Pour la région de Versailles où les évapotranspirations durant la période de végétation évoluent en moyenne entre 2 et 6 mm j^{-1}, il devenait nécessaire de mesurer des évapotranspirations de l'ordre de 0,05 à 0,15 mm pour des intervalles de 15 minutes.

— Obtenir des mesures de l'évapotranspiration potentielle et réelle permettant d'analyser leurs conséquences biologiques : contenu en eau des plantes, régulation biologique, photosynthèse, croissance et développement. Certaines analyses sont poursuivies sur des échelles de temps de quelques jours ou de la décade, afin de déterminer les adaptations morphologiques et physiologiques, l'évolution des structures spatiales des parties aériennes ou souterraines des plantes en fonction des conditions hydriques ou, plus simplement, la croissance et la production. D'autres analyses sont réalisées en vue de suivre à l'échelle instantanée (évolution journalière) les mécanis-

mes plus fins de la régulation biologique : par exemple la résistance stomatique. L'analyse fine de ces mécanismes et de leur intégration par la plante nécessite donc une mesure aussi précise que possible, soit à l'échelle instantanée (évolution diurne), soit journalière (évolution au cours d'une décade).

Ces différents objectifs nous ont poussés à choisir, après l'étude de plusieurs autres types de systèmes (HALLAIRE et BOUCHET, 1965), le système de pesée le plus simple et le plus précis qu'il y avait alors sur le marché, c'est-à-dire la pesée directe du système sol-plante à l'aide de pesons à jauges de contrainte (GREBET, 1965). Afin d'obtenir le maximum de recoupements et afin de répondre à ces objectifs, trois types de mesure ont été introduits sur le dispositif de La Minière :

— Une mesure journalière de l'évapotranspiration réelle avec si possible une précision d'au moins 10 p. 100 (environ 0,5 mm j^{-1}) sur différentes parcelles à l'aide d'une batterie d'évapotranspiromètres pesables de 2 m de profondeur (ETR_p).

— Une mesure fine de l'évapotranspiration d'une surface de référence : gazon bien irrigué (réalisation d'un régime permanent permettant d'utiliser un domaine plus réduit en profondeur et par conséquent d'accroître de beaucoup la sensibilité). Cette mesure donne l'évapotranspiration maximale d'un couvert type ETP_p (mesure classique de l'évapotranspiration de référence souvent appelée potentielle). Il faut pour cette mesure une précision d'au moins 0,1 mm afin de pouvoir obtenir l'évolution horaire de l'évapotranspiration de référence.

— Une mesure quasi instantanée de l'évapotranspiration d'un couvert quelconque. Cette mesure fine sur un intervalle de temps de l'ordre de la demi-heure, d'où une précision minimale de l'ordre de 0,05 mm, a entraîné la construction d'un appareil de grande surface, mais, pour des raisons de sensibilité, peu profond et avec un système de bascule et contrepoids. Un tel dispositif avec un faible volant hydrique (faible volume de sol exploitable) permet de suivre des évapotranspirations réelles uniquement sur des périodes de quelques jours à une décade sans craindre un décrochement entre l'évolution du système et celle du milieu extérieur qu'il représente ; avant tout, il offre, grâce au maintien d'un régime hydrique permanent, une mesure fine de l'évapotranspiration maximale d'une culture (ETR_{Mb}).

C'est ce dispositif comprenant trois types de mesure de l'évapotranspiration qui a été installé en vue de répondre aux besoins des diverses recherches intégrées menées sur le dispositif de La Minière (CHARTIER *et al.*, 1971).

II. — DESCRIPTION DU DISPOSITIF

A. — *Caractéristiques générales des évapotranspiromètres*

Chaque appareil comprend deux cuves cylindriques concentriques.

L'une (extérieure) sert de support et de logement étanche au dispositif de pesée (épaisseur de la tôle latérale 0,8 cm, épaisseur du fond 1,2 cm).

L'autre (intérieure), isole l'ensemble sol-plante étudié et sert de plateau de pesée (épaisseur de la tôle latérale 0,6 cm, épaisseur du fond 1,0 cm).

L'étanchéité à l'eau et aux poussières de l'espace inter-cuves est assurée par un joint souple. Cet espace est réduit au minimum (3 cm) de façon à ce que cette surface non-évaporante soit au plus de l'ordre de 10 p. 100 de la surface évaporante.

Système de pesée.

Pour les différents types d'appareils, on a adopté le système de pesée par pesons à jauges de contrainte. Ces derniers sont constitués par un barreau d'acier spécial sur lequel sont collées des jauges de contrainte (résistances électriques) montées en pont de Wheatstone. Toute variation de poids entraîne une déformation à la fois du barreau et des jauges de contrainte. C'est la mesure électrique du déséquilibre du pont de jauges qui nous fournit une valeur proportionnelle à la variation de poids (HALLAIRE *et al.*, 1969 ; ARCHER *et al.*, 1970).

Par souci de précision et pour éviter le rôle de la résistance des fils de liaison, la mesure du déséquilibre du pont (fig. 1) est réalisée en laboratoire à l'aide d'un autre pont recevant la même alimentation en courant continu. En effet, on oppose les tensions de déséquilibre respectives du pont de jauges et du pont de mesure afin de réaliser une mesure par méthode de zéro. La tension d'opposition, réalisée automatiquement par un servo-mécanisme, est inscrite sur un enregistreur analogique.

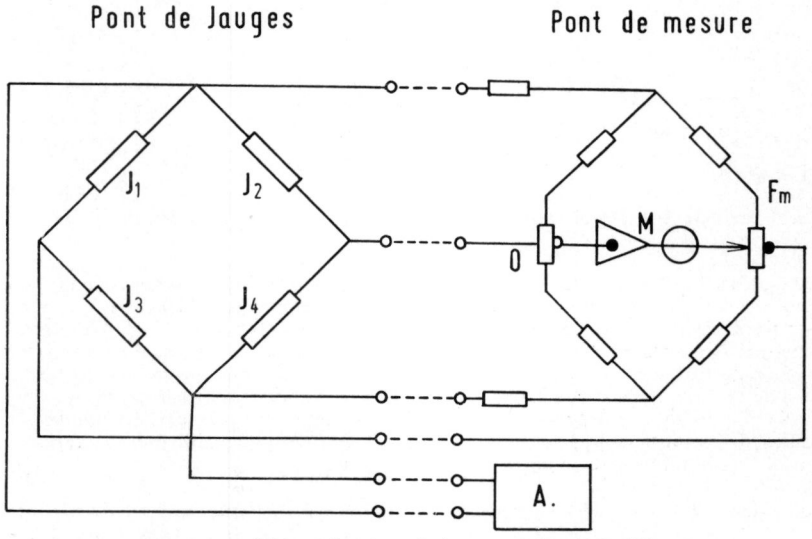


FIG. 1. — *Schéma électrique de la mesure du déséquilibre d'un pont de jauges correspondant à un peson*

L'ensemble des neuf évapotranspiromètres pesables sont reliés à une chaîne de mesures qui permet l'enregistrement successif (1 pointé toutes les 3,20 minutes). Cette chaîne comprend en outre pour chacune des voies un système de décalages permettant en cas de débordement d'échelle de ramener la courbe sur le graphique.

B. — *Description des trois types d'appareils*

1. *Évapotranspiromètres ETR_p destinés à la mesure de ETR* (fig. 2).

Dans ce cas, les plantes de l'évapotranspiromètre, pour être dans des conditions analogues à celles des plantes environnantes, notamment au point de vue hydrique, doivent pouvoir prospecter un sol identique et de même profondeur utile (HUDSON, 1965). L'expérience montre qu'en général, pour la plupart des plantes cultivées, au-delà de deux mètres de profondeur, la proportion des racines devient faible. D'autre part, les variations assez faibles du déficit hydrique à cette profondeur ont peu d'incidence sur la réserve utile globale et donc sur l'alimentation hydrique des végétaux. Une profondeur de cet ordre a été retenue. Les capteurs, répartis à 120° par rapport au centre, sont montés entre deux châssis triangulaires. Cet ensemble de mesure est placé sous la cuve et perturbe les échanges de façon négligeable. Les ponts de jauges de chaque peson sont mis en parallèle à l'aide d'un boîtier de raccordement placé en surface au voisinage de l'ensemble de mesure.

Une calotte sphérique percée de trous est soudée au fond de la cuve intérieure et sert de chambre de drainage, occupant une hauteur au centre de 20 cm ; elle est entourée de gravillons et surmontée d'un lit de sable de 10 cm. Un tube remontant en surface permet le pompage de l'eau de drainage.

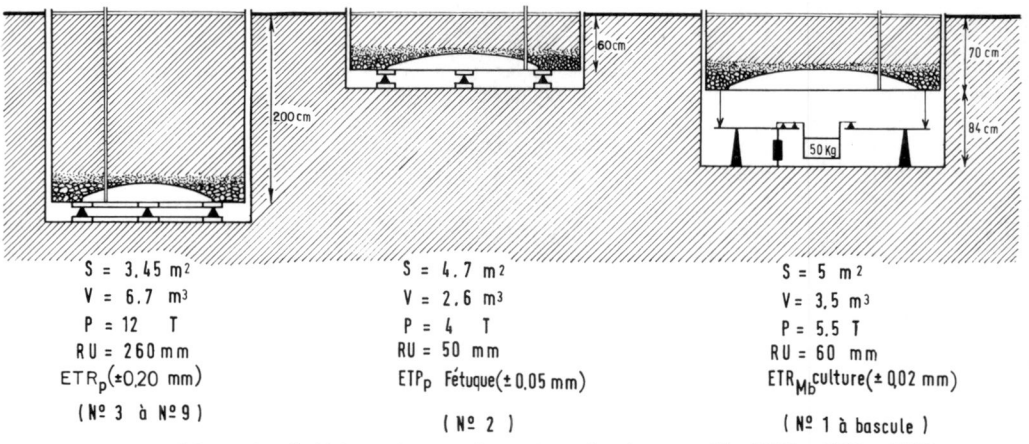


FIG. 2. — *Schéma descriptif des trois types d'évapotranspiromètres pesables* ETR_p, ETP_p, ETR_{Mb}

Ayant prévu l'utilisation de pesons d'une portée maximale de 5 tonnes chacun, nous avons adopté, pour la cuve pesée, une profondeur totale de 2 mètres et une surface de 3,45 m². Compte tenu des performances attendues des pesons (sensibilité très voisine de 0,2 kg par capteur) et du pont de mesure enregisteur, un tel volume de sol correspondant à un poids d'environ 12 t permet de prévoir une sensibilité maximale théorique égale à 0,20 mm de hauteur d'eau (tabl. 1).

Le sol de la cuve, reconstitué le plus fidèlement possible dans tout son profil, sur une profondeur de 1,65 m, possède une réserve utile d'environ 260 mm, ce qui permet d'assurer, sous le climat de Versailles, des conditions hydriques semblables à celles alentour, pour toute la période de végétation (avril à septembre, déficit moyen de 150 à 250 mm).

2. *Évapotranspiromètres* ETP_p *destinés à la mesure d'ETP* (fig. 2).

En conditions de déficit hydrique voisin de zéro, une surface enherbée n'a besoin, pour se développer normalement, que de la couche de sol correspondant à la terre arable, soit au minimum 30 cm. La réduction de la couche de terre permet d'avoir une charge relativement faible par rapport à la surface évaporante. On peut alors disposer comme précédemment la cuve de mesure sur trois pesons, qui supportant un poids beaucoup plus faible (2 t max. chacun) peuvent présenter des caractéristiques de sensibilité bien meilleures. Les cuves et les capteurs sont montés strictement comme dans le cas précédent. Le sol de la cuve est constitué de limon argileux des zones avoisinantes et présente une épaisseur de 35 cm qui correspond à une réserve utile d'environ 50 mm. Pour parfaire l'alimentation hydrique, afin de se rapprocher des conditions de mesure de l'évapotranspiration potentielle (voir la définition d'ETP au premier paragraphe de IV, C), un plan d'eau est maintenu au niveau du sable (à environ 40 cm). Sachant que la portée maximale des pesons envisagés est de 2 t. avec une sensibilité inférieure à 100 g, on a recherché une surface de cuve aussi grande que possible compte tenu de sa profondeur totale de 60 cm. La surface adoptée de 4,7 m² entraîne un poids d'environ 4 t de sol et d'eau, ce qui permet d'utiliser les pesons nettement en dessous de leur portée maximale. Une sensibilité égale à 1/20e de millimètre d'eau était alors prévisible (sensibilité de 250 g pour 4,7 m²) (tabl. 1). Cet évapotranspiromètre est irrigué par aspersion durant chaque nuit, de façon automatique à partir du système d'enregistrement, afin de combler le déficit diurne.

3. *Évapotranspiromètre de haute précision* ETR_{Mb} *destiné à la mesure d'ETP à l'échelle de la 1/2 heure* (fig. 2).

Vue la haute précision requise dans ce cas, on a eu recours à une bascule permettant d'équilibrer par un contrepoids d'environ 50 kg, la masse invariable de l'ensemble cuve-sol sec d'environ 5 t. On peut ainsi utiliser, couplé au levier de la bascule, un seul capteur à jauges de contrainte,

TABLEAU I

Caractéristiques des évapotranspiromètres du dispositif

Type d'évapotranspiromètre	Symbole	Nombre d'appareils	Surface des cuves	Profondeur	Intervalle minimum pour une mesure	Surface élémentaire des parcelles	Portée maximale par peson	Sensibilité d'un peson	Sensibilité théorique des cuves	Précision de lecture
			m^2	m		m^2		kg	mm d'évapo-ration	mm d'évapo-ration
Drainage (mesure d'ETP)	ETP_d	3	3,40	0,8	3 j	1 300	—	—	—	—
Pesons (mesure d'ETR)	ETR_p	7	3,45	1,95	q. q. heures	650	5 t	0,2	0,2	0,4
Pesons (mesure d'ETP)	ETP_p	1	4,7	0,55	1 h	1 300	2 t	0,1	0,05	0,1
Bascule à peson (mesure d'ETR_M)	ETR_{Mb}	1	5,0	0,70	1/2 h	10 000	6 kg (6 t pour la bascule)	0,000 5	0,02	0,03

de faible portée mais de sensibilité élevée, qui ne mesure que le supplément dû à la teneur en eau du contenu de la cuve. Le peson à jauges de contrainte choisi est sensible à 0,5 g, sa portée maximale est de 6 kg. Adapté à l'extrémité du levier, près du contrepoids, il subit une contrainte de 5 à 6 kg traduisant environ le centième des variations de poids dues au bilan hydrique (du sol de la cuve).

La bascule, conçue spécialement en un ensemble aussi compact que possible (utilisation de trois leviers de faible longueur) occupe cependant un espace relativement important (hauteur de 84 cm). Le poids maximum que peut supporter la bascule mécanique étant de 8 t, il n'a pas été possible d'adopter pour la cuve pesée une profondeur suffisante à la mesure de ETR dans des conditions normales.

Aussi, ce système peu profond ne convient-il qu'à une mesure d'ETR_M qui en effet peut s'effectuer avec seulement 45 cm de sol utile. Compte tenu du lit de sable et de gravier et de la chambre de drainage, la profondeur totale de la cuve est d'environ 70 cm et on a pu porter à 5 m^2 la surface d'évapotranspiration (charge totale de 5,5 t).

Ce dispositif de mesure, vu les sensibilités de la bascule et du peson, conduirait à une sensibilité d'environ 60 à 100 g pour la cuve, soit 0,02 mm.

La réserve utilisable du sol de l'évapotranspiromètre atteint 60 mm, soit sous le climat parisien une réserve facilement utilisable très généralement supérieure à 30 mm ; cette valeur permet, à la limite d'utiliser le dispositif en mesure d'ETR pendant une semaine ou une décade de beau temps (sans irrigation et pour la période de pleine végétation). En exploitation normale, comme pour la mesure sur Fétuque (ETP_p), une irrigation par aspersion de toute la parcelle est réalisée chaque nuit de façon automatique à partir du système d'enregistrement.

III. — ÉTUDE CRITIQUE DES MESURES

Les mesures obtenues peuvent être entachées d'erreurs, d'une part à cause de facteurs techniques, d'autre part à cause de facteurs hydriques ou biologiques (sol, réserve en eau, croissance).

A. — *Étude technique de l'appareillage*

1. *Maniabilité-Fiabilité.*

L'installation de tels appareils nécessite des travaux de génie civil : terrassements, déplacements sur le terrain d'engins lourds. Ces travaux sont difficiles à réaliser en période hivernale à cause des facteurs climatiques défavorables : terrains impraticables, plans d'eau situés au-dessus du niveau des fouilles. Les évapotranspiromètres doivent être disposés sur une assise stable, plane et horizontale. En effet, une déformation du fond de cuve, entraînant des défauts d'horizontalité, peut provoquer des aberrations dans la mesure (évapotranspiromètre n° 2, ARCHER *et al.*, 1970).

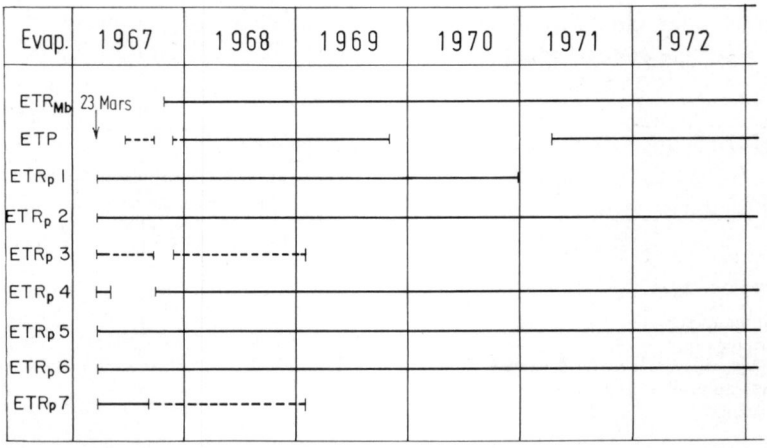
La seconde difficulté réside dans le fait que les pesons sont montés entre deux châssis supportant le cuve intérieure. Toute défectuosité non-vue lors de ce montage délicat, ou se manifestant au cours du temps par suite d'une déformation du support, entraîne une intervention. La réparation nécessite des travaux lourds et coûteux (cuve à vider avec soin et à sortir) et le plus souvent la suppression d'une campagne de mesure.

Le système de mesure utilisé est relativement complexe car automatique et permettant de compenser les résistances de ligne (utilisation possible de plusieurs kilomètres de ligne) et les variations de la tension d'alimentation. Cependant une mesure avec un potentiomètre manuel de grande précision pourrait être effectuée directement et quotidiennement au niveau du boîtier de raccordement, mais la précision serait moindre.

La fiabilité du dispositif est principalement liée à celle des pesons. Le tableau 2 indique les pannes survenues au niveau du système de pesée et dues soit à la détérioration de certains pesons (cas des cuves à ETR qui supportent une charge maximale de 12 t), soit à la déformation du fond des cuves et du châssis (cuve n° 2). Ce dernier problème a pu être résolu par la construction d'une dalle en béton supportant la cuve extérieure et lui donnant une meilleure assise.

TABLEAU 2

Durée de fonctionnement des évapotranspiromètres



D'autres défauts de fonctionnement se sont manifestés de manière passagère : mauvais contacts au niveau de l'enregistreur, entraînant une dispersion des points du diagramme ; forte dérive d'une ou plusieurs courbes due à la condensation de vapeur d'eau dans les boîtiers de raccordement électrique situés sur le terrain. Ces incidents épisodiques sont facilement corrigés.

2. *Sensibilité et précision.*

La sensibilité théorique décrite au paragraphe précédent (tabl. 1) a été confrontée à l'expérience en mesure instantanée et correspond au poids minimum provoquant une déviation décelable de l'enregistrement. Cette expérience montre que la résolution

TABLEAU 3

Résolution pratique des évapotranspiromètres pesables

ETR_p	ETP_p	ETR_{Mb}
1 kg soit 0,3 mm	0,2 kg soit 0,06 mm	0,1 kg soit 0,03 mm

réelle des divers systèmes de mesure de l'évapotranspiration (tabl. 3) correspond approximativement à la sensibilité théorique prévue.

Cependant, la précision possible au niveau du graphique d'enregistrement (tabl. 1, précision de lecture) limite actuellement la précision finale d'une mesure ; en effet, l'enregistreur ne permet pas, sur de longues périodes, d'assurer une précision supérieure à 0,2 ou 0,3 p. 100 de la pleine échelle, soit approximativement : 0,03 mm pour l'évapotranspiromètre à bascule (ETR_{Mb}), 0,1 mm pour l'évapotranspiromètre (ETP_p) et 0,4 mm pour les évapotranspiromètres (ETR_p).

3. *Fidélité.*

La fidélité des évapotranspiromètres peut être en partie déduite du tableau 4 qui fournit pour cinq années de mesure les variations du coefficient d'étalonnage (valeur moyenne et écart maximal à la moyenne). Ce coefficient évolue dans le même

TABLEAU 4

Coefficients d'étalonnage

(en kg par unité de diagramme, soit environ 2,5 mm de largeur)

	ETR_{Mb}	ETP_p	ETR_p 1	ETR_p 2	ETR_p 3	ETR_p 4	ETR_p 5	ETR_p 6	ETR_p 7
Nbre d'étalonnages .	6	5	10	10	2	4	10	11	7
Coefficient moyen ..	0,593	2,020	5,26	5,29	5,25	5,25	5,26	5,29	5,23
Coefficient maximal .	0,600	2,040	5,64	5,55	5,33	5,35	5,54	5,55	5,34
Coefficient minimal .	0,580	2,015	5,10	5,15	5,16	5,16	5,10	5,15	5,14
Écart maximal	0,013	0,02	0,38	0,26	0,09	0,10	0,28	0,26	0,11

sens au cours du temps pour l'ensemble des cuves à ETR_p. Il est probable que cette dérive soit plus liée au système de mesure enregistreur qu'à une variation des caractéristiques propres aux pesons. En particulier, après une longue période de fonctionnement continu (plus d'un an), l'usure irrégulière du fil « calibré » de mesure engendre un léger défaut de linéarité des réponses de l'enregistreur aux variations de poids. Ceci influe de manière sensible sur le coefficient d'étalonnage.

4. *Conclusion.*

L'utilisation pendant six années, des évapotranspiromètres (tabl. 2) nous a conduits à constater que ces appareils répondent assez bien aux impératifs de précision et de sensibilité fixés au départ. On a relevé certaines défaillances techniques facilement remédiables au niveau de la conception ou de l'exploitation. Cependant pour les lysimètres les plus lourds (ETR_p), un point noir subsiste ; il concerne la fiabilité assez moyenne de capteurs de pesée difficilement acccessibles. C'est finalement l'appareil le plus sensible (ETR_{Mb}) qui a posé le moins de problèmes.

B. — *Variabilité des mesures*

La proximité des sept évapotranspiromètres pesables de grande profondeur (ETR), simultanément installés sur une parcelle homogène les plaçait dans des conditions climatiques et agronomiques strictement identiques. L'homogénéité de cette

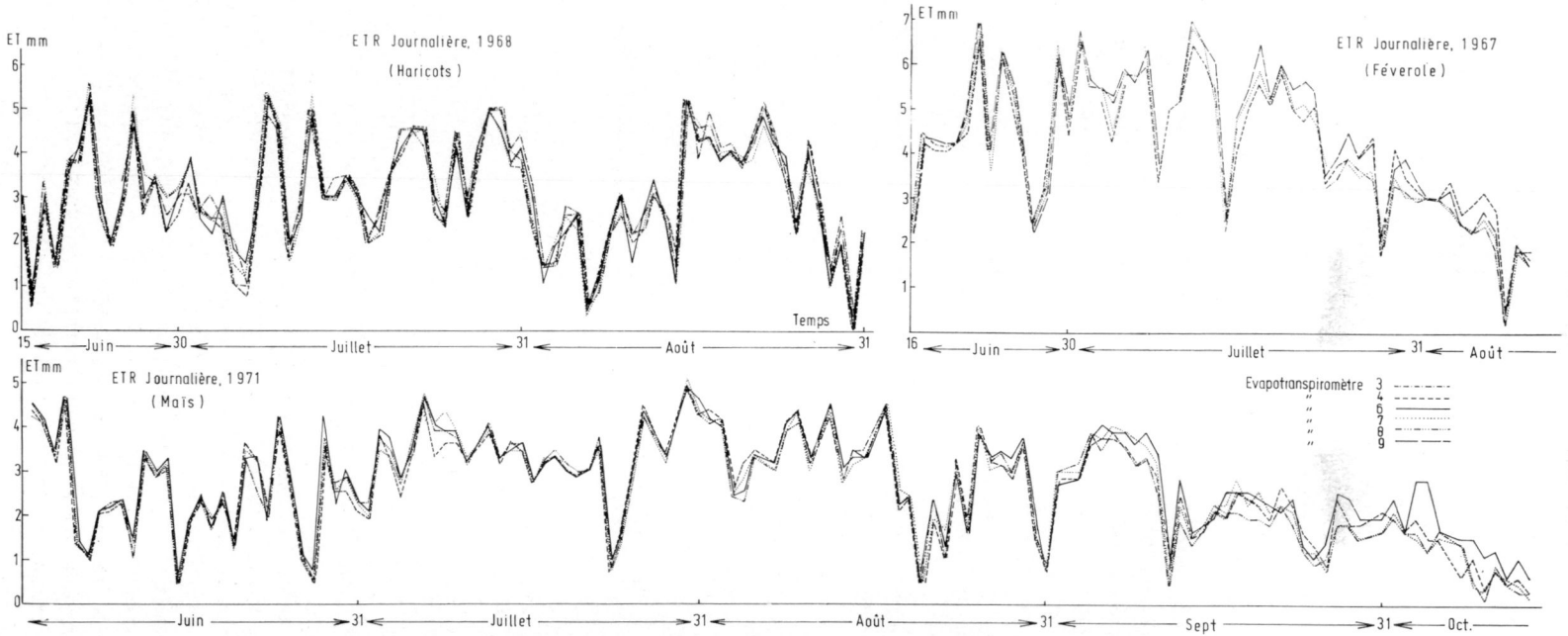


FIG. 3. — *Évolution comparée de l'évapotranspiration réelle journalière donnée par les divers évapotranspiromètres* (ETR_p) *placés dans des conditions agronomiques identiques*

(culture de Féverole, 1967 ; de Haricot, 1968 et de Maïs, 1971) (La Minière)

parcelle fut conservée jusqu'en 1971, maintenant ainsi chaque évapotranspiromètre dans des conditions de culture et d'environnement strictement identiques. Ces conditions ont permis une étude des variabilités, pour différents couverts agricoles, des réponses journalières et cumulées des différents appareils. Cette analyse globale de la variabilité traduit, malgré toutes les précautions prises, l'ensemble des causes d'hétérogénéité spatiale et temporelle d'ordre instrumental sans oublier celles d'ordre agronomique.

1. *Variabilité journalière.*

Cette variabilité journalière concerne à la fois les erreurs instrumentales, les erreurs de dépouillement et les fluctuations entre les différents évapotranspiromètres dues aux facteurs édaphiques et biologiques. La figure 3 retrace jour par jour au cours de la croissance des trois types de culture expérimentée, Féverole, Haricot et Maïs, en fonction du temps les valeurs des évapotranspirations mesurées sur les diverses cuves en fonctionnement.

A titre d'exemple pour l'année 1971, les différences maximales ne dépassent guère 0,5 mm sauf en fin de période végétative où le maïs commence à se dessécher entièrement ; dans ce cas, l'hétérogénéité biologique est telle que les écarts peuvent atteindre 1 mm et plus. Le tableau 5 présente une analyse de cette dispersion journalière en fonction des différentes périodes de croissance de la végétation. Toute la

TABLEAU 5

Étude des variations journalières de l'évapotranspiration réelle du Maïs
(sur 4 appareils ETR_p en 1971)

Période	Nombre de couples de mesures	Évaporation moyenne (mm)	Écart-type (mm)	Variance	Erreur relative écart-type/valeur moyenne (%)
Du 05-06-71 au 05-07-71	180	2,32	0,2	0,040	9
Du 05-07-71 au 23-07-71	103	3,47	0,2	0,039	6
Du 07-08-71 au 17-08-71	63	3,71	0,16	0,025	5
Du 10-09-71 au 10-10-71	160	1,69	0,45	0,205	25

phase active de développement du maïs (développement et couverture du sol au mois de juin ; développement vertical 0,7 à 1,7 m au mois de juillet ; maturité en août) présente une très bonne homogénéité qui conduit à un écart type ne dépassant pas 0,2 mm j^{-1} soit la sensibilité théorique des cuves (tabl. 1). Par contre, la dernière phase, celle de la maturité du grain et du dessèchement progressif des différentes feuilles, semble être à l'origine d'une hétérogénéité plus grande, soit à un écart type de 0,45 mm.

L'analyse de ces mêmes fluctuations au cours des différentes périodes de sol nu et de cultures diverses (tabl. 6) donne des écarts types compris entre 0,2 et 0,5 mm j^{-1} ; ils représentent en moyenne un coefficient de variation (écart type/valeur moyenne)

d'environ 10 à 15 p. 100 qui peut atteindre 20 à 30 p. 100 pour les très faibles valeurs hivernales (sol nu du 1-11-67 au 25-4-68).

Ces résultats prouvent que la précision d'une mesure journalière d'ETR sur des évapotranspiromètres de ce type, évolue entre 0,2 et 0,5 mm, valeurs qui ne permettent pas de mesurer des différences réelles inférieures à 10 ou 15 p. 100 entre l'évapotranspiration réelle des différentes parcelles expérimentales. Cependant les valeurs

TABLEAU 6

Étude des variations journalières de l'évapotranspiration réelle de diverses surfaces

Type de surface	Nombre de couples de mesures	Évaporation moyenne (mm)	Écart-type (mm)	Variance	Erreur relative écart type/valeur moyenne (%)
Sol nu : du 17-02-68 au 25-04-68	263	0,9	0,21	0,044	22
Sol nu : du 01-11-67 au 16-02-67	379	0,7	0,23	0,056	32
Sol nu : du 26-04-68 au 16-05-68	84	2,2	0,22	0,049	10
Féverole : du 16-06-67 au 31-07-67	163	4,25	0,56	0,315	13
Haricot : du 01-06-68 au 31-07-68	252	3,25	0,34	0,117	11
Maïs : du 01-07-69 au 10-09-69	275	2,75	0,41	0,170	15
Maïs : du 01-07-70 au 10-09-70	291	2,95	0,41	0,170	14
Maïs : du 05-06-71 au 10-09-71	360	3,00	0,29	0,084	10

de 0,2 mm obtenues pour les sols nus et le Maïs (tabl. 5), durant les périodes de bonne homogénéité, tendent à montrer que cette erreur minimale est d'ordre instrumental et correspond statistiquement à la précision théorique prévue de 0,2 mm (l'erreur aléatoire de lecture étant éliminée). Par contre, les valeurs entre 0,2 mm et 0,5 mm sembleraient exprimer l'hétérogénéité du couvert, soit pendant la croissance, soit surtout en fin de période de végétation lors du vieillissement des feuilles.

Cette précision réelle, observée et calculée à partir des données journalières d'évapotranspiration, traduit en partie la précision instrumentale et en partie la variabilité des couverts liés aux hétérogénéités inévitables dues aux facteurs biologiques et édaphiques.

2. *Variabilité sur les valeurs cumulées.*

L'analyse de la valeur cumulée de l'évapotranspiration pour les différents évapotranspiromètres et pour les différentes années de test (fig. 4) montre bien que les erreurs journalières analysées ci-dessus ne se compensent pas totalement. En effet,

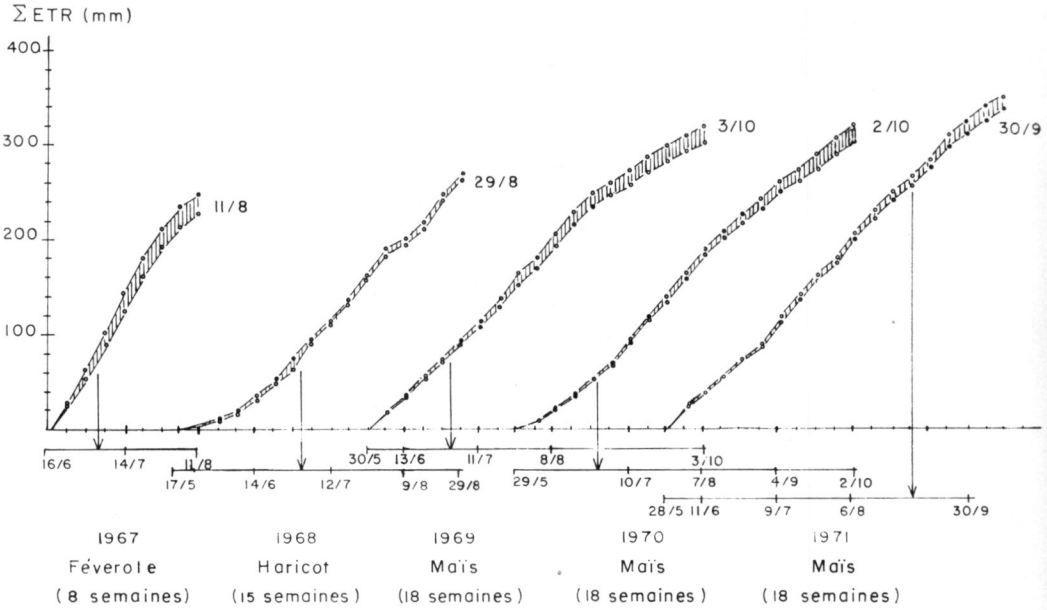


FIG. 4. — *Aire de dispersion des évapotranspirations cumulées obtenues à partir des différents évapotranspiromètres* (ETR_p) *pour les diverses années où les appareils ont été placés en conditions agronomiques identiques* (La Minière)

en fin de période d'analyse, une différence relative (dispersion totale/Σ ETR) de 5 à 10 p. 100 (tabl. 7) apparaît entre les évapotranspiromètres pour les différentes valeurs cumulées. Il est important de noter que les différences entre les évapotranspiromètres ne sont pas toujours dans le même sens d'une année sur l'autre, de même qu'au cours d'une année.

TABLEAU 7

Tableau des valeurs cumulées de l'ETR et de leur dispersion (fig. 4)

Année	1967	1968	1969	1970	1971
Σ ETR (mm)	240	260	310	310	350
Valeur de la dispersion maximale (mm)	21	7	20	22	19
Dispersion (%)	9	3	6,5	7	5,5

Cette évolution, propre à chaque évapotranspiromètre et propre à l'année étudiée, semble indiquer le rôle prévisible d'une évolution hydrique et biologique légèrement différente pour chaque système. Cet écart est inhérent en partie à la méthode de mesure qui nécessite d'isoler le système considéré par rapport à son milieu extérieur. On crée alors des conditions temporaires différentes (humidité de départ, drainage après une période pluvieuse, réaction biologique comme la régulation stomatique) qui influent sur l'évolution globale de la culture. Si des observations ont parfois montré

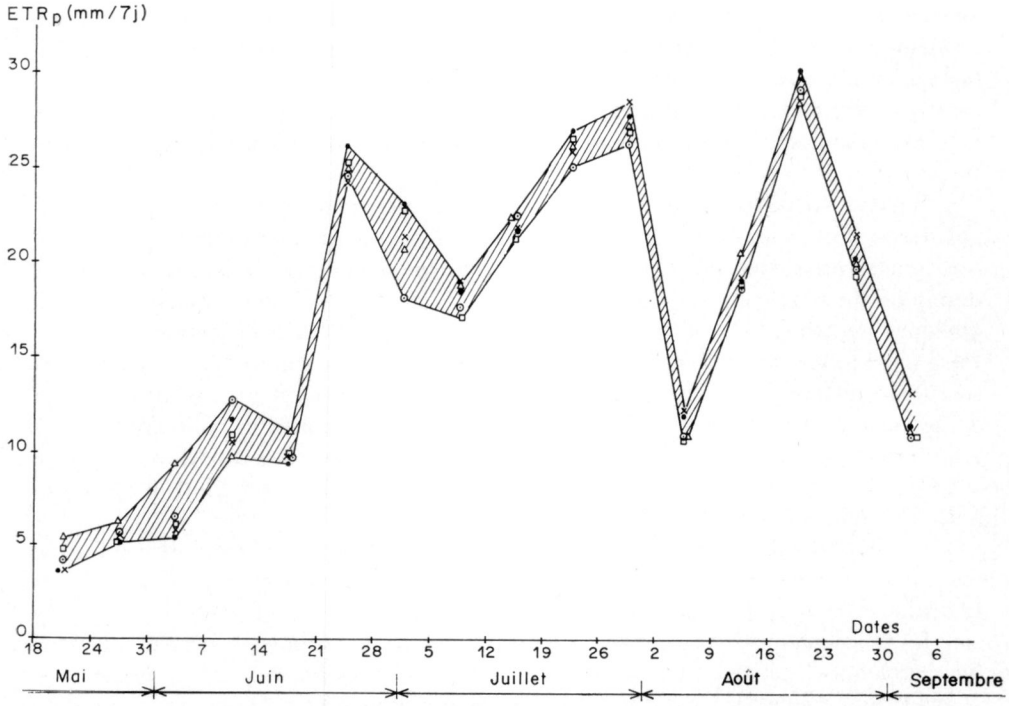


FIG. 5. — *Dispersion de ETR_p hebdomadaire donnée par les cinq évapotranspiromètres : culture de Haricot* (1968) (La Minière)

pour certaines périodes de pleine croissance une différence notable de hauteur entre la végétation des cuves et le milieu extérieur, cette différence s'est en général estompée au cours ou en fin de période de végétation. L'analyse de la dispersion des mesures hebdomadaires (fig. 5) donne un exemple de différenciation biologique temporaire en pleine période de croissance. En effet, les différences entre évapotranspirations se trouvent fortement accentuées après les périodes pluvieuses de début juin et de début juillet, qui se situent en pleine phase active de croissance de la culture du Haricot, alors que des pluies équivalentes de début août et de début septembre n'accusent pas, en période de pleine végétation, de dispersion.

C. — *Conclusions sur les mesures*

Pratiquement, il apparaît que la limite d'utilisation du dispositif pour la mesure de l'évapotranspiration réelle à l'échelle de la journée dans le sens d'une meilleure

précision est pratiquement celle qui nous est imposée par le système instrumental tel qu'il a été conçu au départ. Ceci laisse penser qu'il en est de même en ce qui concerne la mesure d'évapotranspiration maximale sur Fétuque (ETP_p) et sur culture (ETR_{Mb}) ; dans ce dernier cas, l'unicité de la mesure n'a pas permis d'effectuer les mêmes tests comparatifs (cf. paragraphe 3).

Cependant les différences non négligeables qui apparaissent sur les périodes cumulées, soulignent la relativité de la mesure obtenue par rapport au milieu extérieur qu'elle est censée représenter. Aussi, comme cette hétérogénéité qui apparaît tout au long de la période de mesure doit se retrouver plus ou moins à l'échelle journalière et même horaire (mesure d'ETR_M), il est vain d'accroître indéfiniment la précision instrumentale puisqu'une hétérogénéité d'au moins 5 à 10 p. 100 ne peut pratiquement pas être évitée. L'utilisation du dispositif en vue de l'analyse de divers couverts ne sera possible que si les différences introduites par le couvert atteignent au moins 10 p. 100.

Il n'en reste pas moins que dans le cadre d'une recherche précise concernant l'évapotranspiration, son rôle et son évolution, une valeur horaire de l'évapotranspiration, sous notre climat (0,2 à 0,5 mm) justifie au moins, compte tenu de l'hétérogénéité minimale inévitable (5 à 10 p. 100 d'erreur), la tentative d'une mesure sensible à quelques centièmes de mm (0,01 à 0,05 mm au plus) (Van Bavel et Reginato, 1965). Pour une mesure journalière, seule une sensibilité de l'ordre du dizième de millimètre semble se justifier. Dans ces conditions, le dispositif réalisé est utilisé au maximum de ses possibilités et correspond plutôt à des caractéristiques un peu inférieures à l'optimum (les précisions étant d'environ 0,05 mm pour l'évapotranspiromètre ETR_{Mb}, de 0,1 mm pour l'évapotranspiromètre ETP_p, de 0,3 à 0,5 mm pour les autres évapotranspiromètres ETR_p.

La plupart des applications agronomiques de la mesure de l'évapotranspiration maximale ou réelle en vue de définir les pertes en eau des diverses cultures, leur déficit hydrique et les irrigations ne nécessitent pas une telle précision, et des techniques plus simples telles que pesée par coussinet hydraulique, bac de drainage ou même formule bien étalonnée, peuvent conduire à des précisions suffisantes (Thornthwaite et Hare, 1965). Seule l'expérimentation agronomique fine nécessite une précision journalière d'au moins 0,1 à 0,5 mm afin d'obtenir une erreur instrumentale qui ne dépasse pas celle due à l'hétérogénéité naturelle entre le domaine de mesure et le milieu extérieur, soit environ 10 p. 100 de la valeur journalière ou horaire.

IV. — UTILISATION DES ÉVAPOTRANSPIROMÈTRES

A. — *Comparaisons des méthodes de détermination de l'évapotranspiration*

Cuves à drainage et évapotranspiromètre pesable.

Le système le plus couramment installé, car le plus simple et le moins onéreux, dont on se sert depuis de nombreuses années à Versailles, est celui qui utilise le bilan hydrique pour la détermination de l'évapotranspiration ou évapotranspiromètre à drainage (cuve à drainage) (Pelton, 1961). Une petite cuve à drainage ($\varnothing$ = 60 cm,

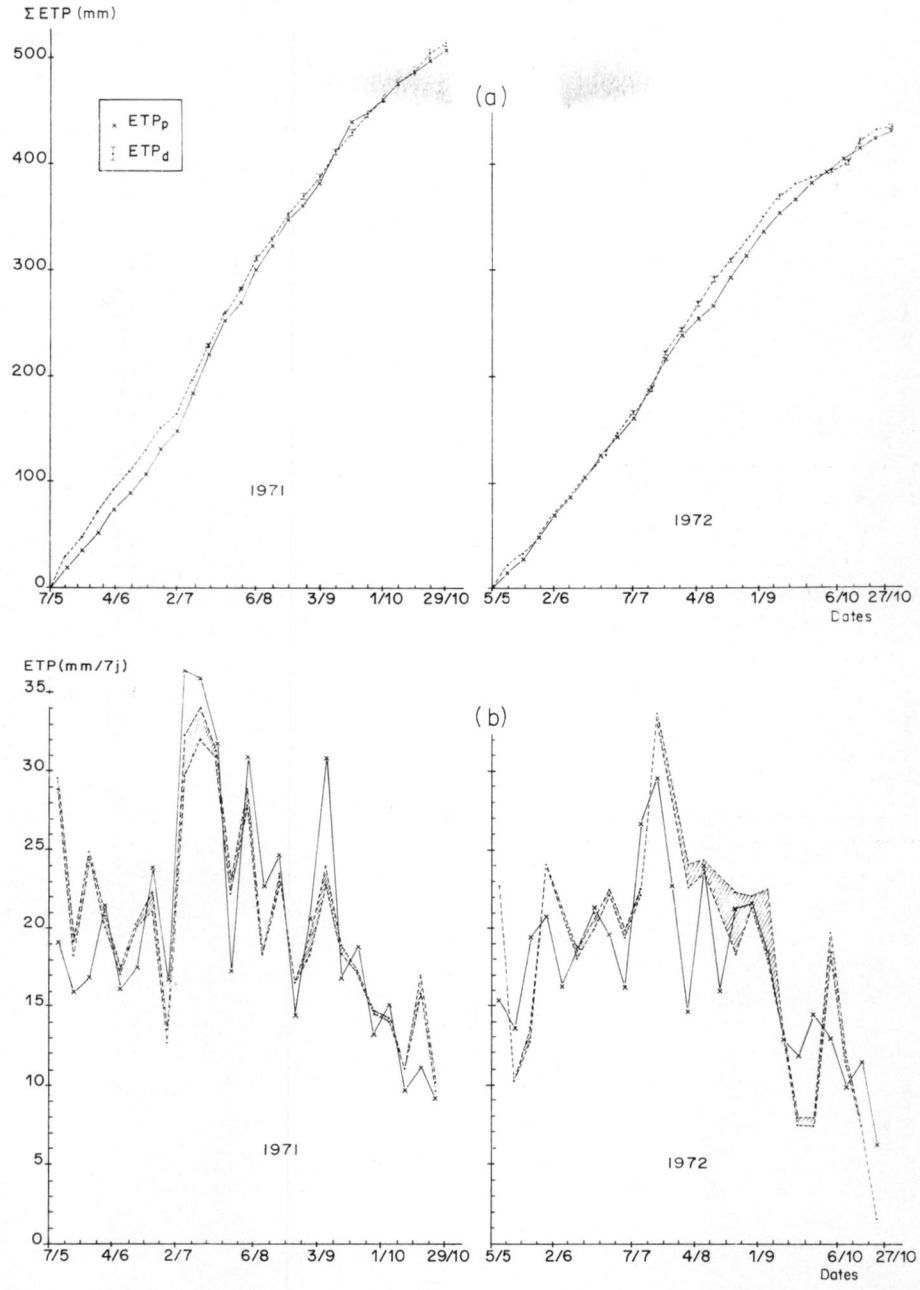


FIG. 6. — *Comparaison pour 1971 et 1972 de l'évolution des évapotranspirations potentielles* (Fétuque) *données par les évapotranspiromètres à pesons* ETP_p *et à drainage* ETP_d (avec dispersion) (La Minière)

a : valeurs cumulées ; *b* : valeurs hebdomadaires

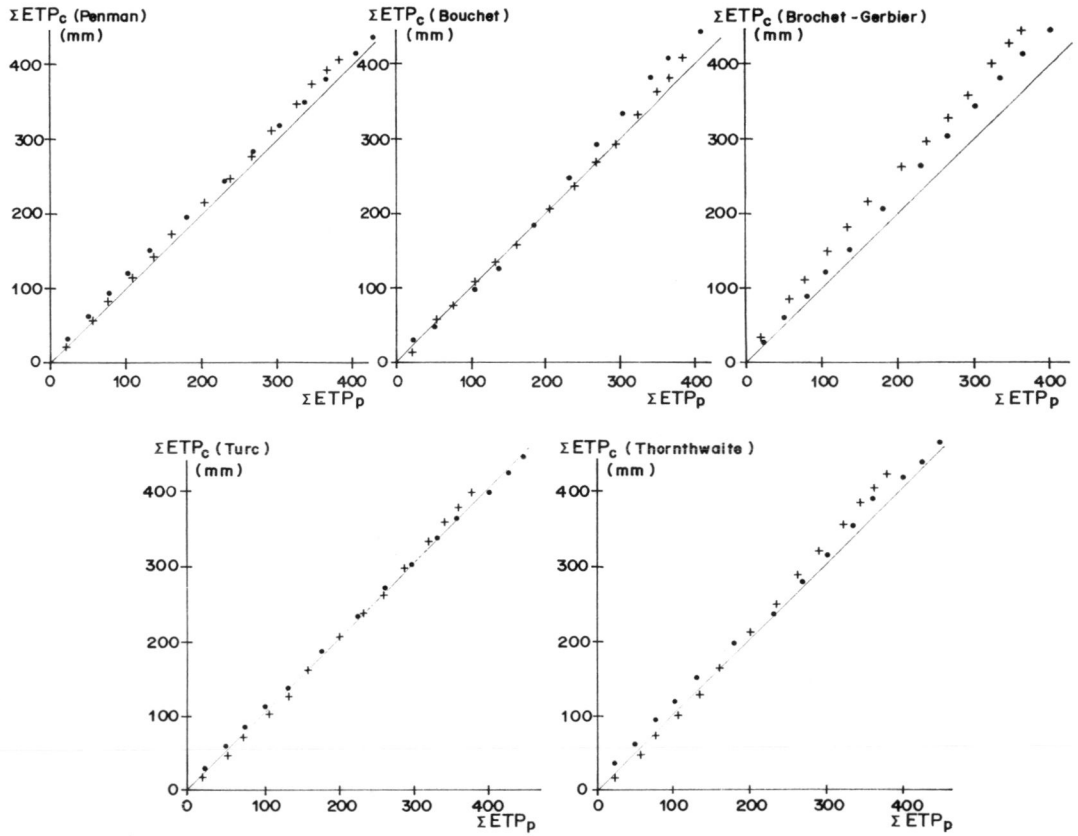


FIG. *7 a.* — *Diagrammes représentant les valeurs cumulées de l'ETP calculées par différentes formules en fonction des valeurs mesurées* (ETP_p) (La Minière)

Valeurs décadaires du 11-5 au 30-9 pour les années 1971 (•) et 1972 (+)

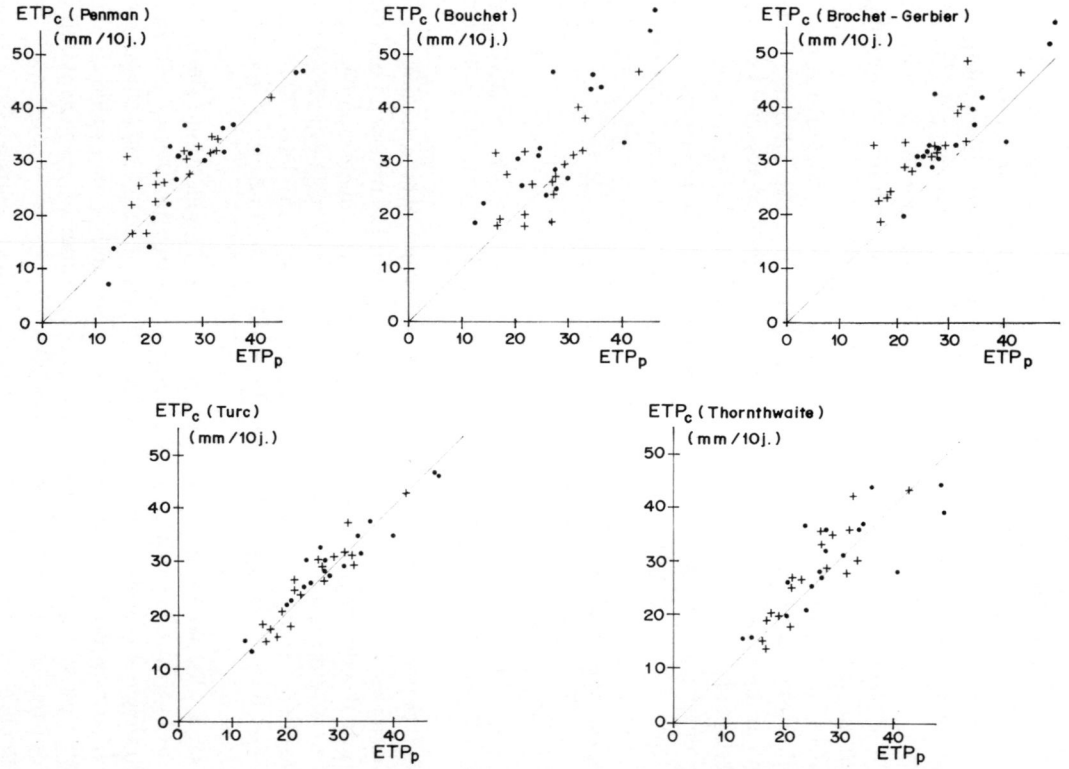


FIG. 7 *b*. — *Diagrammes représentant les valeurs décadaires de l'ETP calculées par les différentes formules en fonction des valeurs mesurées* (ETP_p) (La Minière)

Valeurs décadaires du 11-5 au 30-9 pour les années 1971 (•) et 1972 (+)

80 cm de profondeur), longtemps utilisée à Versailles et recommandée comme mesure simple, ainsi que deux cuves de plus grandes dimensions permettant une meilleure représentativité de surface furent installées à La Minière un peu avant le dispositif d'évapotranspiromètre pesable.

L'évolution comparée des évapotranspirations cumulées obtenue à partir des données de ces évapotranspiromètres à drainage (ETP_d) et de l'évapotranspiromètre pesable sur Fétuque irriguée (ETP_p) est représentée sur la figure 6.

L'accord s'est généralement révélé excellent (5 à 10 p. 100 en moyenne), à l'exception des premières années de mise en route des évapotranspiromètres à drainage (1967-1968), années pour lesquelles on a pu constater des écarts allant jusqu'à 20 et 25 p. 100 au cours de certaines périodes. Ces écarts ont été attribués à des déficiences de fonctionnement d'origines diverses : mauvaise humectation de la masse du sol lors des réhumectations (drainage préférentiel le long des parois), hétérogénéité du couvert, hydromorphie.

Ainsi, si les évapotranspiromètres à drainage sont de bons instruments de mesure de l'évapotranspiration maximale pour une utilisation cumulée annuelle, mensuelle ou à la rigueur bi-mensuelle, leurs données deviennent relativement peu sûres à l'échelle hebdomadaire. La figure 6 illustre les fluctuations hebdomadaires entre la mesure par évapotranspiromètre pesable et par évapotranspiromètre à drainage, fluctuations qui évoluent entre 10 et 40 p. 100 au maximum. Ces mesures sur évapotranspiromètres à drainage ne sont cependant suffisamment précises qu'à condition d'être effectuées avec soin et rigueur.

Évapotranspirations calculées et évapotranspiromètre pesable.

Les formules utilisées ont été celles de Piche corrigé Bouchet (1963, 1965), de Brochet et Gerbier (1972), de Penmann (1948), de Turc (1961), de Thornthwaite (1948).

Seule une comparaison sur les valeurs cumulées de l'évapotranspiration maximale est intéressante, les valeurs calculées étant valables au minimum pour une décade. La comparaison des différentes formules testées montre, en valeur cumulée (fig. 7 *a*), des différences (environ 5 à 10 p. 100 et avec maximum 20 p. 100) qui présentent une distorsion régulière propre à chaque formule pour l'année considérée. Mais l'analyse des valeurs décadaires fait apparaître des fluctuations de 30 à 50 p. 100 entre les différentes valeurs (fig. 7 *b*).

En pratique, des déterminations décadaires en vue d'applications agronomiques à cette échelle de temps, nécessitent l'utilisation de mesures directes à l'aide au moins de cuves à drainage de surface suffisante (1 à 2 m^2). Par contre, une estimation mensuelle de l'évapotranspiration maximale en vue d'une analyse mensuelle ou annuelle peut s'effectuer plus simplement à l'aide des formules dont les coefficients auraient, si possible, été testés pour la situation considérée.

La divergence plus prononcée (fig. 7 *a* et *b*) des valeurs fournies par les formules basées sur l'expression de Penman (Penman, 1948 ; Bouchet, 1965 ; Brochet et Gerbier, 1972) par rapport aux mesures directes, est en partie due au rôle du vent qui se trouve considérablement réduit par rapport à la théorie, lorsque la mesure d'ETP fait intervenir un couvert végétal (Perrier, 1970) avec ses diverses résistances (structure, stomates). Cette divergence est plus apparente en valeur décadaire et est surtout plus accentuée dans les deux formules utilisant l'évaporomètre Piche

(BROCHET et GERBIER, BOUCHET) qui, par fort vent, surestime l'évaporation (diverses causes de perte en eau au niveau du Piche) ce qui revient à accentuer deux fois plus le rôle du vent par rapport à un couvert végétal.

Méthode aérodynamique, méthode de bilan d'énergie et évapotranspiromètre pesable.

Les méthodes de détermination fine de l'évapotranspiration dans le temps, intéressantes pour suivre l'évolution journalière des interactions plante-climat, sont parfois comparées entre elles, mais une confrontation avec une mesure directe instantanée et non-cumulée est rare et indispensable pour préciser l'intérêt d'une méthode par rapport à une autre (PERRIER et SEGUIN, 1970). Dans ce sens, une mesure directe faite sur un court intervalle de temps (1/2 heure environ), cas des mesures fournies par l'évapotranspiromètre à bascule (ETR_{Mb}), permet une meilleure étude de la méthode aérodynamique ou de celle du bilan d'énergie (WEBB, 1965). Ces comparaisons ont permis de tester la méthode du bilan d'énergie sur un sol nu, un gazon de Fétuque et un champ de Maïs (fig. 8) ; cette étude pratique montre que les erreurs propres à chacune des méthodes (5 à 10 p. 100 pour la mesure directe, et 10 à

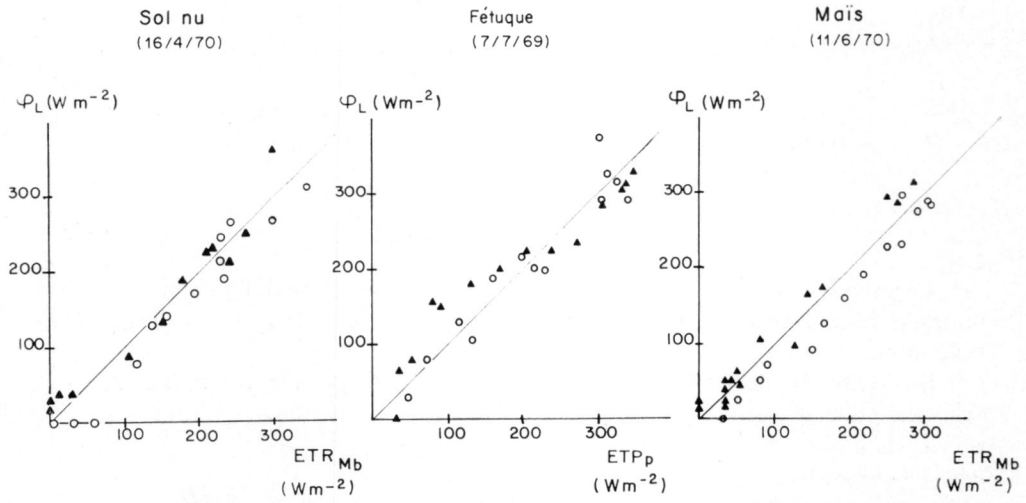


FIG. 8. — *Comparaison entre les évapotranspirations calculées φ_L par la méthode du bilan d'énergie sur divers couverts et les valeurs mesurées* (ETP_p ou ETR_{Mb}). (▲ : matin ; ○ : après-midi) (La Minière)
φ_L : flux moyen semi-horaire

20 p. 100 pour la méthode du bilan d'énergie) conduisent généralement à une différence instantanée pouvant atteindre environ 10 à 20 p. 100 et parfois pour les faibles valeurs de début de matinée ou de fin de soirée 50 p. 100, dans ce dernier cas, les erreurs relatives sur les deux méthodes devenant très grandes.

La méthode aérodynamique (TANNER, 1963) fait ressortir des différences instantanées importantes par rapport aux valeurs de l'évapotranspiromètre pesable (fig. 9), mais fournit finalement une valeur journalière globale ne dépassant pas, sauf cas extrême, 20 à 25 p. 100 de la valeur obtenue par mesure directe.

L'avantage considérable de la méthode du bilan d'énergie est dû essentiellement à sa facilité de transport et d'installation sur n'importe quel couvert (1 à 2 jours d'ins-

tallation), par rapport à la fixité du système d'évapotranspiromètre pesable. La méthode aérodynamique est plus appropriée à une analyse des propriétés aérodynamiques de transfert et à l'étude de leur évolution en fonction de la turbulence de l'air et des caractéristiques du milieu environnant qu'à une mesure directe de l'évapotranspiration.

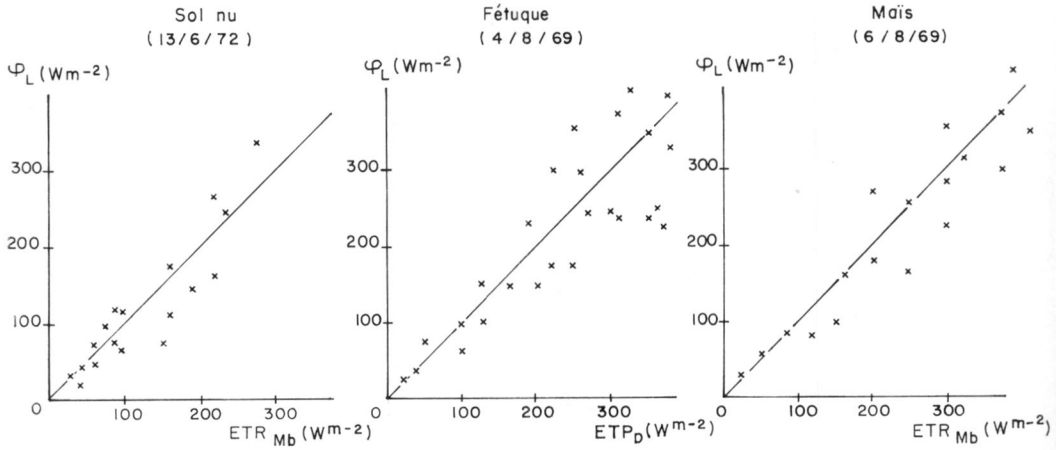


FIG. 9. — *Comparaison entre les évapotranspirations calculées* φ_L *par la méthode aérodynamique sur divers couverts et les valeurs mesurées* (ETP_p ou ETR_{Mb}) (La Minière)

φ_L : flux moyen semi-horaire

B. — *Utilisation annexe*

La grande sensibilité des évapotranspiromètres du type ETR_{Mb} et ETP_p est propre à des mesures de référence des pluies et à l'étude de la rosée au niveau de la végétation.

Bien entendu, les évapotranspiromètres pesables de grande profondeur donnent aussi directement le bilan hydrique du sol.

Étude de la pluie.

La mesure de la pluie à l'aide de pluviographes de natures variées, et souvent placés à des hauteurs différentes, a toujours posé de nombreux problèmes de signification (VITON, 1970). De très nombreux tests ont été réalisés en particulier sur le dispositif expérimental russe de Valdaï (1) avec divers types de système anti-turbulent montrant une sous-estimation moyenne de la pluie en fonction de la hauteur, de 2 à 3 p. 100 par mètre de hauteur par rapport à la pluie reçue au sol.

L'évapotranspiromètre pesable sur Fétuque ETP_p, muni d'une collerette de la hauteur du gazon, ayant une surface bien définie constitue un pluviographe au sol de grande surface (4,7 m²) et de bonne sensibilité 0,1 mm. Il en est de même de l'évapotranspiromètre à bascule (ETR_{Mb}).

Un test sur quarante-neuf pluies d'importance variable (0 à 14 mm) a été réalisé au cours de la période estivale de végétation (mai à septembre 1971) afin de comparer

(1) Visite du Laboratoire de Recherches scientifiques hydrométéorologiques de Valdaï (U. R. S. S.) dans le cadre de la mission franco-soviétique 19 oct.-6 nov. 1969.

les valeurs obtenues, sur pluviographe enregistreur classique de la Météorologie et sur couvert de Fétuque et de Maïs (fig. 10).

Une analyse de la droite de régression et du coefficient de corrélation correspondant (tabl. 8) montre un très bon ajustement global au voisinage de l'axe de symétrie (la pente est très voisine de l'unité). Cependant une sous-estimation de faible impor-

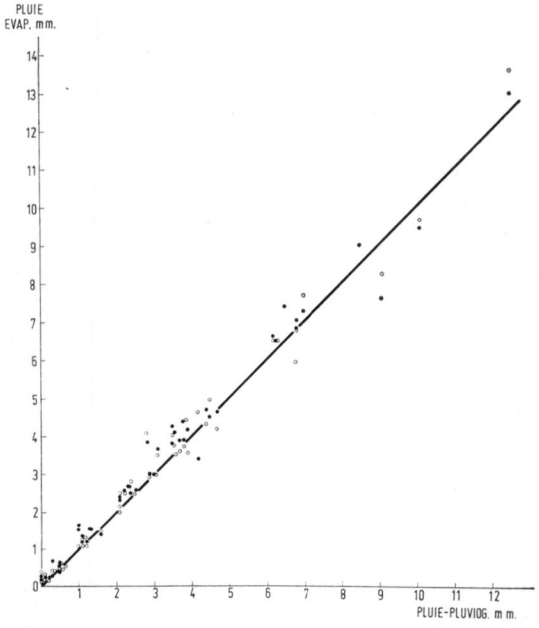


FIG. 10. — *Comparaison entre la pluie mesurée par évapotranspiromètre sur Fétuque et Maïs et la pluie enregistrée sur pluviographe*

● : Pluie sur Maïs (appareil ETR_{Mb})
○ : Pluie sur Fétuque (appareil ETP_p)

tance apparaît clairement pour certaines données du pluviographe. Cette sous-estimation des pluviographes, de 0,1 à 0,2 mm pour des pluies entre 0 et 10 mm est semblable en moyenne (2 p. 100 pour 10 mm) à la valeur indiquée plus haut. Elle est plus

TABLEAU 8

Comparaison des pluies sur Fétuque et Maïs par rapport aux pluies sur pluviographe

(droite de régression $Y = aX + b$)

Y	X	*a*	*b*	Coefficient de corrélation
Pluie sur Fétuque	Pluviographe	1,01	0,10	0,988
Pluie sur Maïs	Pluviographe	0,99	0,20	0,989

marquée pour le Maïs que pour la Fétuque (rôle de captation du feuillage) durant les faibles pluies, mais cette différence entre deux couverts de structure très différente, tend progressivement à disparaître pour s'annuler à partir des pluies d'au moins 5 mm. Il n'en reste pas moins que les fluctuations instantanées (fig. 10) atteignent des valeurs qui, pour des pluies voisines d'un millimètre, correspondent à des erreurs pouvant atteindre 50 p. 100 et en moyenne : 30 p. 100 autour de 3 mm, 15 à 25 p. 100 autour de 5 à 10 mm et 5 à 10 p. 100 au-dessus de 10 mm.

Étude de la rosée.

C'est une grandeur, qui, pour certains jours de printemps, d'été, et surtout d'automne, n'est pas négligeable puisqu'elle peut atteindre 5 à 10 p. 100 de la valeur de l'évapotranspiration journalière. Comme pour la pluie, une étude exhaustive n'a pas été réalisée, mais quelques données sont présentées à titre d'exemple sur une soixantaine de journées (fig. 11) principalement de fin d'été et début d'automne (1969, 1970, 1971), c'est-à-dire pour des journées où l'évapotranspiration est généralement comprise entre 1,5 et 4 mm.

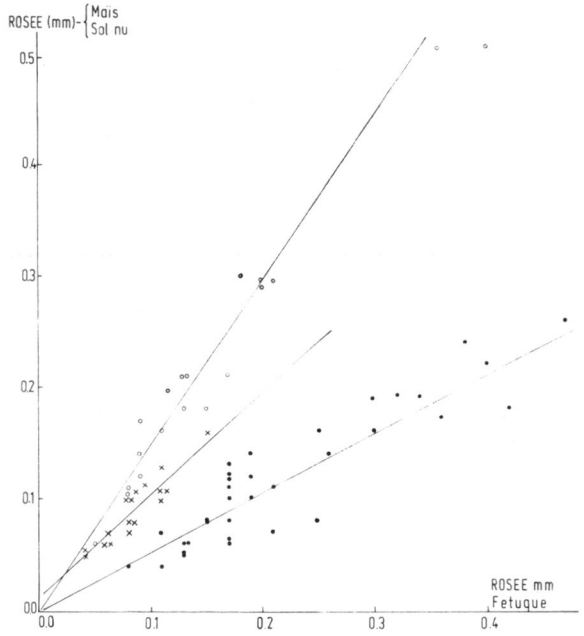


FIG. 11. — *Comparaison des quantités de rosée mesurées* (appareil ETR_{Mb}) *sur Maïs* (○), *sur chaume de Maïs* (×) *et sur sol nu* (●) *par rapport à la rosée mesurée sur Fétuque* (appareil ETP_p)

Pour ces journées, une comparaison est faite entre les données de l'évapotranspiromètre à bascule ETR_{Mb} et l'évapotranspiromètre avec Fétuque ETP_p. Trois périodes ont été considérées :

1969 : Rosée sur culture de Maïs en fin de végétation (Maïs presque sec). Mesure faite sur ETR_{Mb}.

1971 : Rosée sur chaume et débris de Maïs après récolte ETR_{Mb}.

1969-1970-1971 : Rosée sur sol nu (printemps et automne) (ETR_{Mb}).

Ainsi, avec un couvert à fort développement vertical (Maïs présentant une forte surface de captation et un refroidissement nocturne important), l'intensité de la rosée atteint en moyenne 1,5 fois la rosée sur gazon (coefficient de corrélation de 0,85) alors qu'avec chaume, la rosée devient pratiquement identique à celle de la Fétuque (coefficient de corrélation de 0,98). Par contre, pour une surface de sol nu présentant une meilleure continuité thermique avec la profondeur (moindre refroidissement thermique), l'intensité de la rosée n'est plus que 0,5 fois celle de la Fétuque (coefficient de corrélation de 0,9) (tabl. 9).

TABLEAU 9

Comparaison des rosées sur Maïs, sol nu et Fétuque
(droite de régression $Y = aX + b$)

Y	X	*a*	*b*	Coefficient de corrélation
Maïs	Fétuque	1,50	0,00	0,85
Chaume de Maïs	Fétuque	0,90	0,02	0,98
Sol nu	Fétuque	0,52	0,00	0,90

Cette rapide analyse montre, d'une part, que les rosées se situent, pour les conditions de La Minière, en moyenne entre 0,1 et 0,2 mm, pouvant atteindre parfois 0,5 mm, d'autre part, que la surface de captation développée dans l'air (surface foliaire) joue un rôle important. Ce développement vertical du végétal (faible capacité calorifique) qui va de paire avec un refroidissement nocturne prononcé (moins de contact thermique avec la masse calorifique du sol), conduit à une rosée beaucoup plus importante, soit 2 fois plus pour un gazon que pour un sol nu et pratiquement 3 fois plus pour un Maïs que pour un sol nu.

Étude du bilan hydrique.

Le bilan hydrique d'un sol, au drainage près (drainage qui pour un évapotranspiromètre pesable est nul ou égal à la quantité pompée durant l'hiver) est la résultante entre les pluies (gains) et l'évapotranspiration des surfaces (pertes). Ces deux grandeurs étant très régulièrement déduites des dépouillements des diagrammes d'enregistrement des évapotranspiromètres, il est très facile de suivre les déficits réels ou théoriques au cours de périodes de végétation ou de la période hivernale.

A titre d'exemple, la figure 12 retrace pour l'année 1968 le déficit réel relatif à un couvert de Haricots Σ (ETR_p-pluie) entre mai et septembre, et l'évolution du déficit théorique Σ (ETP_p-pluie) au cours de cette même période. La croissance de ce déficit au cours des périodes sèches est d'autant plus accentuée que l'indice foliaire croît (10-6 au 20-6, 27-6 au 3-7, 20-7 au 3-8). En effet, tant que la végétation n'est pas couvrante (IF < 1 ou 1,5), chaque période sèche est très marquée, le dessèchement de la surface du sol jouant un rôle dominant (ETR/ETP pouvant descendre entre

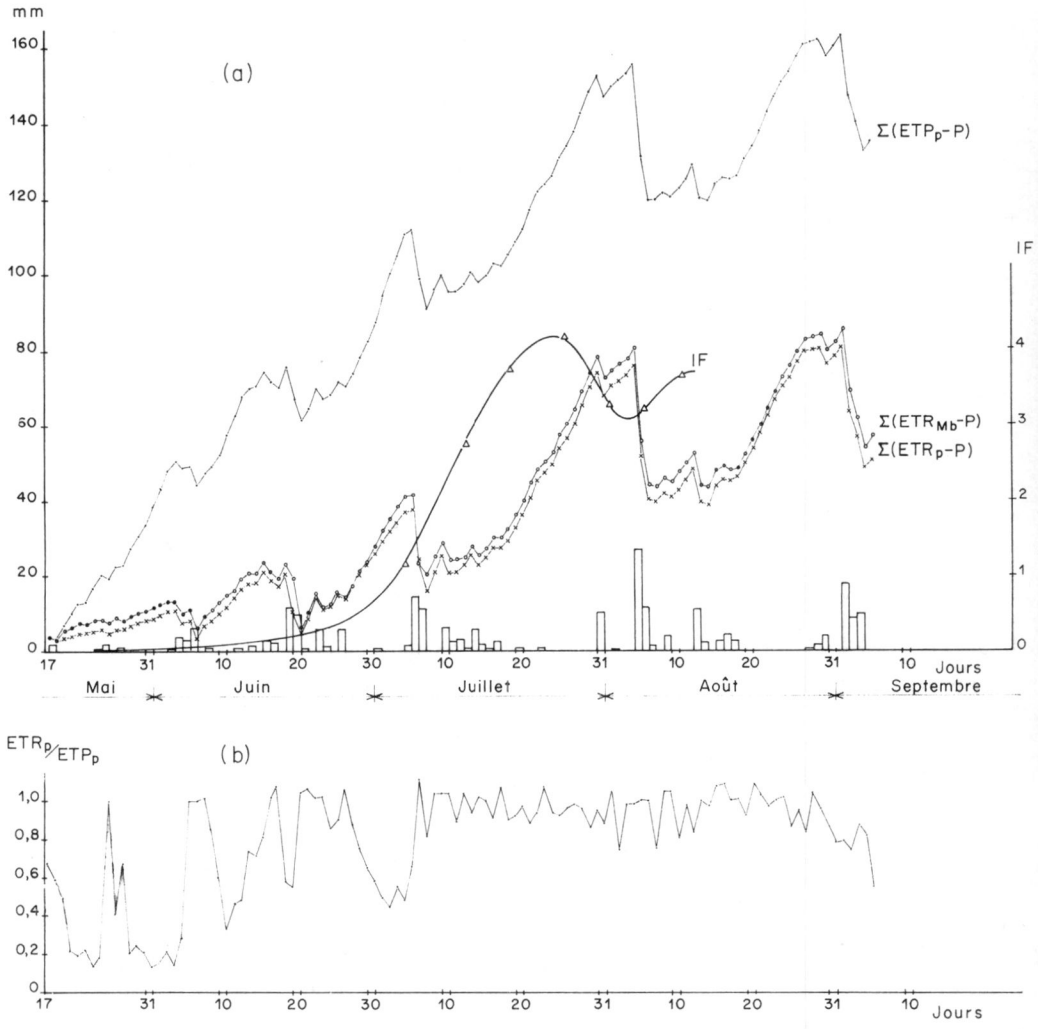


FIG. 12 *a*. — *Évolution de l'indice foliaire IF d'une culture de Haricot* (1968), *des pluies P et des déficits réels* Σ (ETR$_p$-P) *et théoriques* Σ (ETR$_{Mb}$-P) *et* Σ (ETP$_p$-P)

FIG. 12 *b*. — *Évolution du rapport* ETR_p/ETP_p

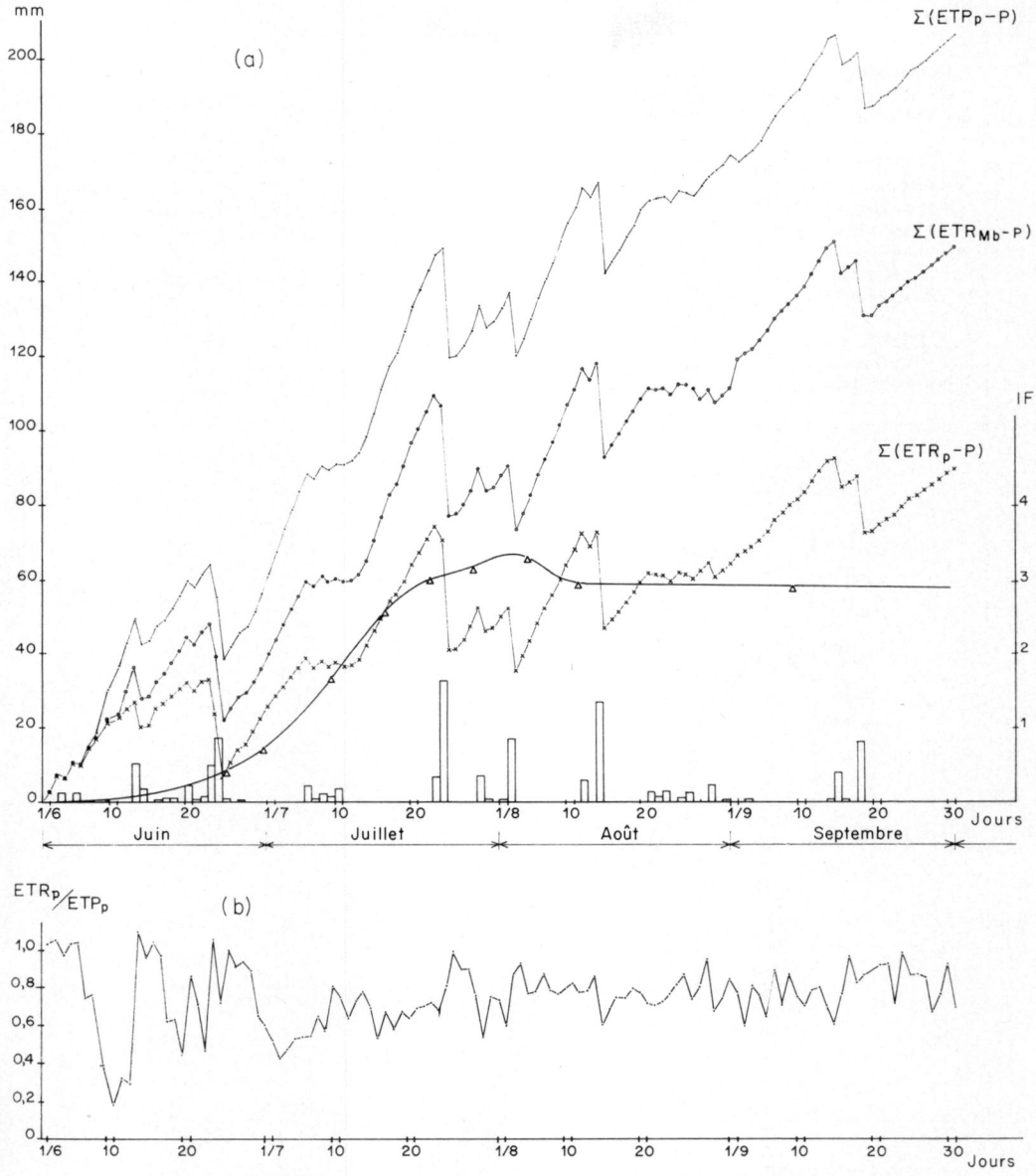


FIG. 13 *a*. — *Évolution de l'indice foliaire d'une culture de Maïs* (1969), *des pluies et des déficits réels* Σ (ETR_p-P) *et théoriques* Σ (ETR_{Mb}-P) *et* Σ (ETP_p-P)

FIG. 13 *b*. — *Évolution du rapport* ETR_p/ETP_p

TABLEAU IO. — *Analyse des déficits annuels*

	1967	1968	1969	1970	1971	1972
Culture	Fèverole	Haricot	Maïs	Maïs	Maïs	Maïs
Période de végétation	5-4 au 10-8	17-5 au 6-9	16-5 au 16-10	28-5 au 21-10	20-5 au 16-10	24-5 au 13-11
Déficit théorique mesuré sur gazon Σ (ETP_p-Pluie) (mm)	Évaluation aux environs de 200	135	215	180 (estimation)	220	55
Déficit théorique mesuré sur culture irriguée Σ (ETR_{Mb}-Pluie) (mm)	/	65	140	85	185	10
Déficit réel Σ (ETR_p-Pluie) (mm)	190	50	90	60	145	— 35
Σ ETR/Σ ETP_p	/	0,77	0,74	0,73	0,84	0,78
Σ ETR/Σ ETR_{Mb}	/	0,98	0,87	0,92	0,90	0,88

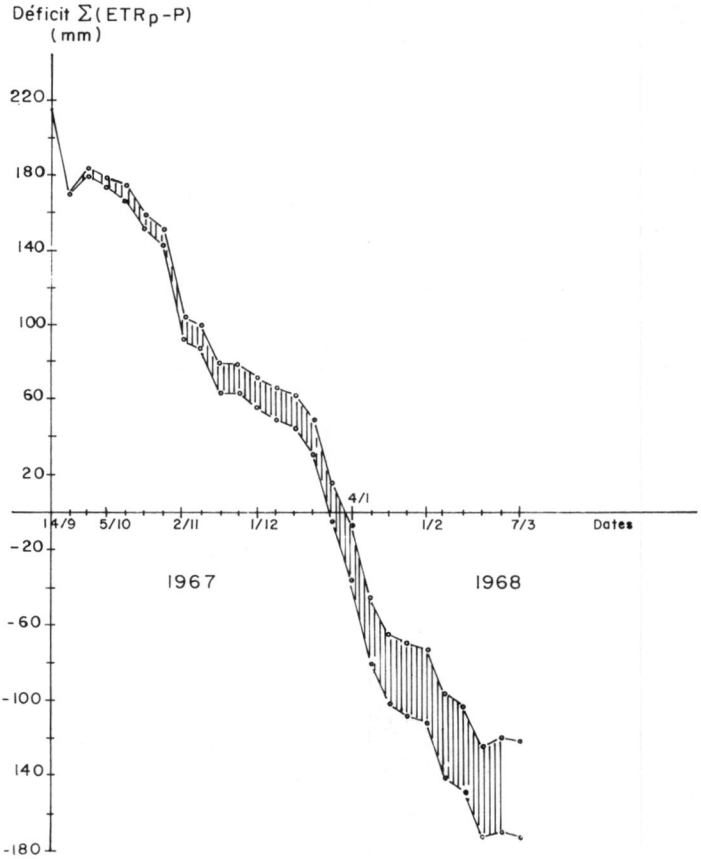


FIG. 14. — *Réduction du déficit hydrique en période hivernale* Σ (ETR_p-P) *après une culture de Féverole* (fin 1967-début 1968)
Dispersion des valeurs obtenues (aire hachurée)

0,2 et 0,4). Finalement, pour toute la période de végétation, le déficit réel reste relativement faible (80 mm au maximum, cf. aussi figure 13 pour un Maïs) et semble ne pas jouer directement à ce niveau sur le rapport ETR/ETP (fig. 12 *b* et 13 *b*).

Le tableau 10 fournit, en fonction des diverses années, la valeur des déficits qui évoluent suivant les caractéristiques climatiques de l'année et suivant la culture ; ce déficit prend des valeurs qui passent du simple au quadruple (ex. : Maïs, 1971 et 1972). Généralement, le déficit théorique fournit des valeurs voisines du double du déficit réel. Par contre, les déficits propres à chaque culture Σ (ETR_{Mb}-P) sont beaucoup plus proches des déficits réels que des déficits théoriques sur gazon, car ils intègrent les effets de frein à l'évaporation en début de végétation (couverture progressive du sol) et les effets de résistance dus à la structure du couvert et aux résistances stomatiques propres à la culture (PERRIER, 1970).

Deux exemples de l'évolution du déficit théorique sur gazon Σ (ETP_p-P) et de l'évolution du déficit réel Σ (ETR_p-P) sont donnés par les figures 12 *a* et 13 *a*. Dans ces deux cas précis, le déficit réel est voisin de la moitié du déficit théorique.

La figure 14 illustre le bilan hydrique d'une période hivernale ou comblement du déficit (printemps-été) qui se reproduit régulièrement chaque année sous le climat de Versailles. Dans ce cas précis, une dispersion d'environ 50 mm apparaît entre les valeurs extrêmes des diverses cuves (15 p. 100 de dispersion), soit 0,25 à 0,20 de la réserve utilisable.

C. — *Comparaison ETR-ETR_M-ETP*

Cette comparaison entre l'évapotranspiration réelle (ETR_p) (Féverole, Haricot, Maïs) et l'évapotranspiration maximale de cette culture (ETR_{Mb}) ou d'une culture témoin bien irriguée (tel le couvert de Fétuque, ETP_p) est instructive sous l'angle d'une prévision des besoins réels.

Évapotranspiration potentielle idéale et évapotranspiration maximale.

L'évapotranspiration potentielle idéale d'une culture serait la valeur maximale (résistance stomatique nulle) atteinte par cette culture, compte tenu de sa structure et surtout des conditions climatiques. C'est celle, par conséquent, que l'on mesurerait si l'ensemble de la culture était recouvert d'un film d'eau après aspersion par exemple. Dans ces conditions, la structure de la culture intervient dans l'interception de l'énergie solaire (influence sur le profil de rayonnement net) et s'oppose plus ou moins à la diffusion de la vapeur d'eau.

D'autre part, il existe toujours une réduction de l'évapotranspiration par rapport à cette valeur d'ETP idéale, réduction qui traduit un certain frein à l'évaporation au niveau de chaque surface élémentaire (sol ou feuille). Ce frein d'ordre physique (dessèchement de la surface du sol) ou biologique (traduisant la structure des épidermes de la feuille et la régulation stomatique) conduit toujours à des valeurs inférieures à l'évapotranspiration idéale : c'est l'évapotranspiration réelle maximale (BOUCHET et ROBELIN, 1969), par exemple ETR_{Mb} pour le Maïs et ETP_p pour la Fétuque. Il existe donc une double possibilité pour réduire l'évapotranspiration : d'une part en jouant sur la structure, et d'autre part en augmentant les résistances à l'évaporation au niveau des surfaces. Dans ce sens, on a observé que les résistances dues à la structure d'un couvert et à la régulation stomatique sont le plus souvent moindres pour un gazon

de Fétuque que pour une culture de Haricot ou de Maïs. Ce gazon (hauteur 15 à 25 cm), sous nos conditions climatiques, joue assez bien, par sa structure et peut-être également par sa régulation biologique, le rôle de couvert de référence pour la mesure des besoins maximaux en eau, puisqu'il tend à donner les valeurs d'ETR_M les plus élevées (fig. 15 *a*, *b*). Toutefois, quelques exceptions apparaissent principalement pour le Haricot (couvert bas) surtout en début de croissance foliaire (IF < 2).

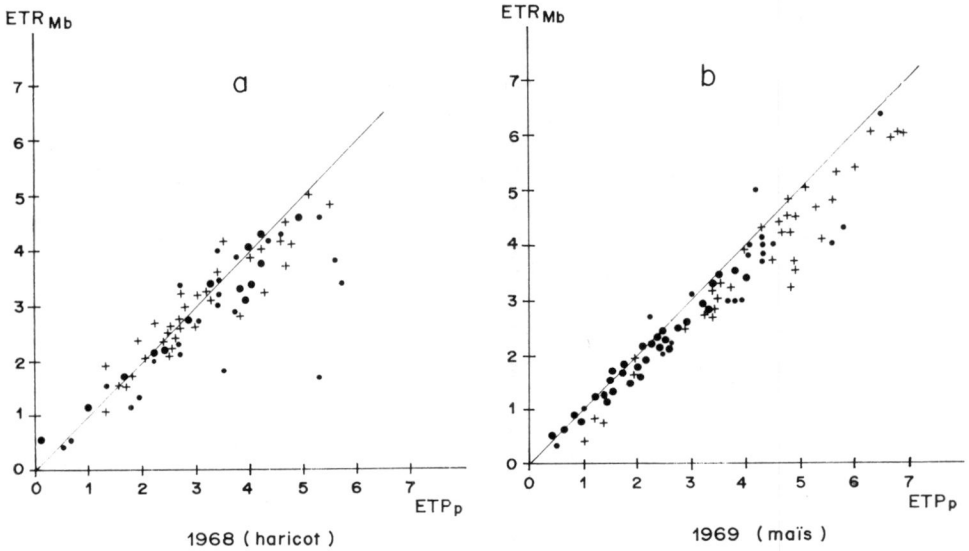


FIG. 15. — *Comparaison à l'ETR Fétuque* (ETP_p) *des ETR maximales journalières* (ETR_{Mb}) *d'une culture de Haricot* (a) *et d'une culture de Maïs* (b)

• : Indice foliaire < 1 ; + : Indice foliaire compris entre 1 et valeur maximum ; ● : Période de surface foliaire maximum

Comparaison des ETR_M et des ETR.

Il est bien évident que la culture évoluant avec des déficits en eau du sol croissants présentera des régulations plus importantes et une diminution sensible de son évapotranspiration lorsqu'une période sèche se fera sentir pour un déficit plus grand. La précision journalière des mesures d'évapotranspiration réelle ne permet pas toujours de bien marquer cette différence (fig. 16 *a*, *b*) surtout avec des périodes de sécheresse jamais très prononcées, qui amènent seulement en fin de période de végétation (fig. 12 *a* et 13 *a*) des déficits réels de 50 à 100 mm. Cette réduction en période sèche apparaît cependant et est nettement plus marquée dans le cas du Maïs que du Haricot. Le tableau 10 donne une illustration du rapport global en fin de culture entre ETR de la culture et ETR_M Fétuque (ETP_p), et entre ETR et ETR_M de la culture (ETR_{Mb}).

Le rapport ETR/ETR_{Mb} montre l'accroissement global du frein à l'évaporation lorsque la culture passe d'une irrigation constante ETR_{Mb} aux conditions climatiques normales de Versailles.

Le rapport ETR/ETR_M Fétuque (ou ETP_p) évoluant en fonction du climat et de la culture (fig. 12 *b* et 13 *b*) fait ressortir les périodes où les conditions sont les plus défavorables pour la plante ; le plus souvent, elles sont alors accompagnées d'un déficit hydrique de la plante surtout lorsque le rapport atteint des valeurs inférieures à 0,8.

Ces valeurs apparaissent principalement pendant la période de croissance de la culture (période aux environs du 30-06-68 pour la culture du Haricot, période du 01 au 25-07-69 pour le Maïs). Lorsque la culture devient parfaitement couvrante (IF > 1,5 ou 2 pour le Haricot et pratiquement IF > 3 pour le Maïs), alors les périodes plus sèches ne marquent pratiquement pas (fig. 12 *b* et 13 *b*) et le rapport journalier ETR/ETR_M évolue en moyenne autour de 0,9 pour le Haricot et de 0,75-0,8 pour le Maïs, traduisant une valeur moyenne de frein à l'évaporation relativement indépendante du déficit du sol dans la gamme considérée (50 à 100 mm).

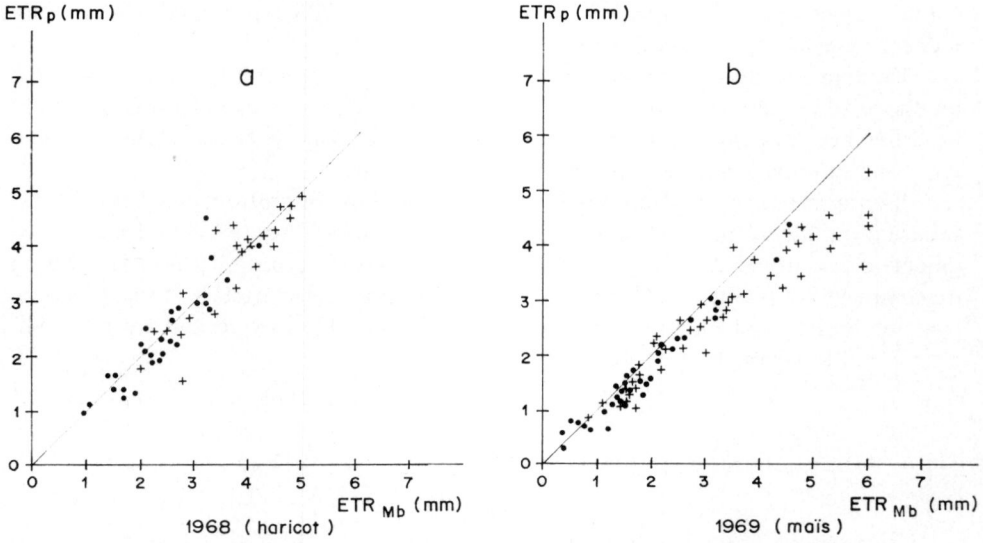


FIG. 16. — *Comparaison des évapotranspirations journalières d'une culture en conditions naturelles* (ETR_p) *et en conditions irriguées* (ETR_{Mb}). *IF voisin du maximum*

• : Période sèche, + : Période pluvieuse

CONCLUSION

La mesure d'ETR_M et de ETP sur de grandes périodes par bac de drainage est suffisamment précise pour des applications agronomiques, à condition d'être effectuée avec rigueur ; souvent même, des formules climatiques bien testées permettent une estimation suffisante pour le calcul des déficits et le dosage des irrigations.

Par contre, dans le domaine de la recherche, des mesures de l'évapotranspiration beaucoup plus fines sont indispensables et les bacs pesables répondent en partie à ces besoins. Ils constituent cependant un matériel coûteux, lourd, pas toujours fiable et d'installation fixe.

Les appareils les plus sensibles (système à bascule ETR_{Mb}, précision 0,03 mm et cuve à pesons peu profonde ETP_p, précision 0,1 mm) ont donné satisfaction dans l'ensemble. On a pu, grâce à eux, tester d'autres méthodes de mesure fine de l'évapotranspiration (méthode du bilan d'énergie et méthode aérodynamique).

Les appareils les moins sensibles (ETR_p) utilisés pour la mesure de l'évapotranspiration réelle (grande profondeur), ont présenté quelques problèmes de fiabilité. De

plus, en raison de la masse importante de sol pesé, la précision absolue des mesures obtenues (au mieux 0,2 mm) serait à peine suffisante pour des comparaisons journalières d'ETR de cultures soumises à des traitements différents (régimes hydriques, densités de peuplement...). Sous le climat de Versailles, ces traitements peuvent conduire à des écarts d'ETR de l'ordre de 20 p. 100 au maximum, pour une même culture (sauf traitements extrêmes). Ces écarts seront parfois difficiles à déceler, compte tenu de la précision de la mesure et aussi de l'hétérogénéité des cultures. D'autre part, il n'est pas certain que l'évolution hydrique de l'ensemble pesé soit représentative de celle du milieu extérieur dès que l'on est en conditions de déficit hydrique prononcé. On ne retrouve pas cet inconvénient dans la mesure de ETR par la méthode du bilan d'énergie ou par la méthode aérodynamique (1).

En dépit de ces critiques qui ont trait surtout à la mesure de ETR, l'ensemble du dispositif permet des études comparées de ETR et ETR_M d'une culture et de l'ETP, les différences des valeurs obtenues sur de courtes périodes de temps étant généralement suffisamment marquées par rapport à la précision.

L'enregistrement continu des mesures est un atout important de ce type d'installation qu'il convient de souligner. En effet, l'obtention d'un très grand nombre de valeurs consécutives de l'évapotranspiration, en relation avec le climat et l'évolution du complexe sol-plante, peut apporter, malgré les imperfections citées et une précision souvent limitée (ETR), une contribution non négligeable aux recherches sur l'efficience de l'eau dans la production végétale.

Reçu pour publication en janvier 1974.

SUMMARY

STUDY OF REAL AND MAXIMUM EVAPORATION OF VARIOUS CROPS. APPARATUS AND MEASUREMENTS

An apparatus for the direct measurement of evapotranspiration, with 3 to 5 m^2 lysimeters that can be weighed, has been in operation at the Versailles Bioclimatology Station since 1967.

The weight variations of each lysimeter are measured and recorded with the help of strain-gauge captors connected to a recording apparatus. From the operation of these apparatuses over six years, and the measurements obtained, an evaluation of their technical and metrological performances has been made. Moreover, the presentation of a series of results illustrates the advantages of these lysimeters as tools for research.

The technical study relates to three types of apparatus :

— 7 lysimeters of great depth (2 m) for the measurement of the evapotranspiration of non-irrigated crops (sensitivity 0.2 mm) ;
— 1 lysimeter devoted to the measurement of potential evapotranspiration (sensitivity 0.05 mm) ;
— 1 lysimeter of high precision devoted to the measurement of evapotranspiration on a half-hourly basis (sensitivity 0.02 mm).

The reliability of some captors of the first type has proved to be arguable. The weighing precision, consistent with expectations, seems linked with the possibilities of the recording apparatus common to the three types of apparatus. In the case of the deep lysimeters, the variability of the measurements obtained simultaneously by several apparatuses in identical agronomic conditions seems to be due almost as much to the heterogeneity of the crops as to the properly so-called weighing precision.

(1) Il n'en reste pas moins que ces mesures d'ETR et d'ETR_M sont liées à la dimension des parcelles (tabl. 1) et par conséquent, tout le problème de l'anneau de garde reste posé, surtout pour la mesure d'ETR_M et sa représentativité.

A first interpretation of the diagrams obtained permits, in particular :

— the comparison of this type of apparatus with other less direct methods of determination : climatic formulas for PET, energy evaluation method for RET ;
— the supplementary measurements of rain and dew ;
— studies of evapotranspiration of various crops (Field bean, Bean, Maize) in natural conditions or with irrigation, compared with the potential evapotranspiration.

ZUSAMMENFASSUNG

UNTERSUCHUNG ÜBER DIE TATSÄCHLICHE UND DIE MAXIMALE VERDUNSTUNG VON VERSCHIEDENEN KULTUREN. EINRICHTUNG UND MESSUNGEN

Eine Apparatur zur direkten Messung der Evapotranspiration mit wägbaren Lysimetern von 3 bis 5 m² ist seit 1967 an der Station für Bioklimetologie in Versailles in Betrieb.

Die Gewichtsveränderungen jedes einzelnen Lysimeters werden gemessen und mit Hilfe einer bestimmt geerteten Einrichtung, welche mit einem Registriergerät verbunden ist, aufgezeichnet. Für die Zeit von 6 Jahren, seit welcher die Apparaturen in Betrieb sind und Messresultate erhalten werden, wurde die Bilanz ihrer technischen und meteorologischen Leistungsfähigkeit gezogen. Auf der anderen Seite veranschaulicht eine Serie von vorgelegten Resultaten das Interesse das diese Lysimeter als Hilfsmittel für die Forschung verdienen.

Das technische Studium bezieht sich auf 3 Apparate-Typen :

— 7 Lysimeter von grosser Bodentiefe (2 m) zur Messung der Evapotranspiration von unbewässerten Kulturen (Empfindlichkeit 0,2 mm),
— 1 Lysimeter zur Messung der potentiellen Evapotranspiration (Empfindlichkeit 0,05 mm),
— 1 Lysimeter von hoher Genauigkeit, bestimmt zur Messung der Evapotranspiration in Intervallen von einer halben Stunde (Empfindlichkeit 0,02 mm).

Die Zuverlässigkeit einiger Geräte des ersten Typs erwies sich als diskutabel. Die Genauigkeit der Wägungen scheint, wie vermutet, mit den Möglichkeiten des Registriergerätes zusammen zur hängen, welches für alle drei Typen von Apparaten dasselbe ist. Im Fall der Lysimeter von grosse Bodentiefe scheint die Variabilität der Messungen, die gleichzeitig von verschiedenen Apparaten bei gleichen agronomischen Bedingungen erhalten wurden, fast in gleicher Weise auf die Heterogenität der Kulturen wie auf die Genauigkeit der eigentlichen Wägung zurückzuführen zu sein.

Eine erste Auswertung der Diagramme erlaubt vor allem :

— den Vergleich dieser Messungen mit anderen, weniger direkten Bestimmungsmethoden : klimatische Formeln für die potentielle Evapotranspiration ; Methode der Energiebilanz für die wirkliche Evapotranspiration,
— zusätzliche Messungen für Regen und Bewässerung,
— untersuchungen an der Evapotranspiration von verschiedenen Kulturen (Ackerbohnen, Bohnen, Mais) unter natürlichen Verhältnissen oder mit Bewässerung im Vergleich mit der potentiellen Evapotranspiration.

РЕЗЮМЕ

Изучение реального и максимального испарения различными культурами. Приспособления и измерение.

А. ПЕРРЬЕ, П. АРШЕ, А. БЛАНКО ДЕ ПАБЛОС.

Приспособление для прямых измерений эвапотранспирации с помощью лизиметров размерами от 3 до 5 м² функционирует уже с 1967 на Станции Биоклиматологии в Версале.

Изменения веса каждого лизиметра измеряются и регистрируются калибрированными собирателями, связанными с регистрирующим прибором. Аппаратура эта действовала в течение шести лет, и на основании полученных измерений, был составлен баланс технических и метеорологических результатов этого действия. С другой стороны, получение серии результатов может служить иллюстрацией интереса применения этих лизиметров в качестве орудия для такого рода исследований.

Проводилось техническое изучение трех типов установок :

— 7-ми глубоких лизиметров (2 м), служивших для измерения потенциальной эвапотранспирации неорошаемых культур (чувствительность 0,2 мм);

— 1 лизиметра, предназначенного для измерений потенциальной эвапотранспирации (чувствительность 0,05 мм);

— 1 лизиметра большой точности, служившего для измерения эвапотранспирации в масштабе получаса (чувствительность 0,02 мм).

Надежность некоторых собирателей первого типа стоит под сомнением. Точность взвешиваний соответствующая прогнозу, связана какбудто с возможностями регистрационного прибора, общего для всех трех типов установок. В случае глубоких лизиметров изменчивость результатов измерений, проведенных в одно и то-же время, в одинаковых агрономических условиях, при помощи разных установок, зависит повидимому в одинаковой мере, как от гетерогенности культур, так и от точности самого взвешивания.

Первая обработка полученных диаграмм позволяет, в частности :

— сравнить этот тип измерений с иными, менее прямыми методами определения (при помощи климатических формул ETP, методом баланса энергии необходимой для ETP)

— провести дополнительные измерения дождей и росы

— изучить эвапотранспирации различных культур (бобы, фасоль, кукуруза) в природных условиях, или при орошении, по сравнению с потенциальной эвапотранспирацией.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ARCHER Ph., GREBET Ph., SAMIE C., 1970. Évapotranspiromètre à capteur dynamométrique. In : *Techniques d'étude des facteurs physiques de la biosphère*, Hallaire M. *et al.*, éd., 267-271, I. N. R. A. (Paris).

BOUCHET R. J., 1963. Évapotranspiration réelle, évapotranspiration potentielle et production agricole. In : *L'eau et la production végétale*, 151-232, I. N. R. A. (Paris) et *Ann. agron.*, **14** (5), 743-824.

BOUCHET R. J., 1965. L'évapotranspiration potentielle : sa mesure ou son estimation à partir de l'évaporation sous abri. Signification et intérêt écologique. In : *Méthodologie de l'écophysiologie végétale*, Actes du Colloque de Montpellier, 1962, Recherches sur la zone aride, XXV, 119-121, U. N. E. S. C. O. (Paris).

BOUCHET R. J., ROBELIN M., 1969. Évapotranspiration potentielle et réelle. Domaine d'utilisation. Portée pratique. *Bull. techn. Inform.*, **238**, 215-223.

BROCHET P., GERBIER N., 1968. *L'évapotranspiration. Aspect agrométéorologique. Évaluation pratique de l'évapotranspiration potentielle.* Monographies de la Météorologie nationale (Paris), **65**, 67 p.

BROCHET P., GERBIER N., 1972. Une méthode pratique de calcul de l'évapotranspiration potentielle. *Ann. agron.*, **23** (1), 31-49.

CHARTIER Ph., PERRIER A., VERBRUGGHE M., 1971. Assimilation nette, utilisation de l'eau et microclimatologie d'un champ de maïs. I. Objectifs et présentation du dispositif expérimental de la Minière. *Ann. agron.*, **22** (4), 367-381.

GREBET Ph., 1965. Évapotranspiromètre pesable par dynamomètres électroniques. *C. R. Acad. Agric.*, **51** (15), 1026-1032.

HALLAIRE M., BOUCHET R. J., 1965. La recherche de techniques nouvelles pour la mesure des évapotranspirations potentielle et réelle. *C. R. Acad. Agric.*, **51** (15), 1024-1025.

HALLAIRE M., BOUCHET R. J., GREBET Ph., ARCHER Ph., 1969. *Mise au point de lysimètres en vue de la mesure des évapotranspirations potentielle et réelle.* C. R. de fin de contrat, D. G. R. S. T., Eau, nº 65 FR 053, janvier 1969, 29 p. (Paris).

HUDSON J. P., 1965. Gauges for the study of evapotranspiration rates. In : *Méthodologie de l'écophysiologie végétale,* Actes du Colloque de Montepellier, 1962, Recherches sur la zone aride, XXV, 443-450, U. N. E. S. C. O. (Paris).

PELTON W. L., 1961. The use of lysimetric methods to measure evapotranspiration. In : *Proceedings of Hydrology Symposium* nº 2, Évaporation, 106-122, Canada Dept of Northern Affairs and National Resources (Ottawa).

PENMAN H. L., 1958. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceed. roy. Soc. London,* sér. A, **193**, 120-145.

PERRIER A., 1970. Absorption de l'énergie radiative par un couvert végétal. Influence de celui-ci sur l'intensité des flux en présence. Application au calcul de l'évapotranspiration. In : *Rayonnement solaire et hydrométéorologie,* C. R. de Séance d'étude, Soc. Fr. Therm., Sect. Énergie solaire et Assoc. Fr. Étud. Dével. Applic. Énerg. Sol. (A. F. E. D. E. S.), 28 p. (Paris).

PERRIER A., SEGUIN B., 1970. Méthodes et techniques de détermination des coefficients de transfert et des flux dans l'air. In : *Techniques d'étude des facteurs physiques de la biosphère,* Hallaire M. *et al.,* éd., 425-445, I. N. R. A. (Paris).

POPOV O. V., 1959. Lysimeters and hydraulic soil evaporimeters. In : *Colloque de Hannoversch. Munden,* t. **2**, *Lysimètres,* Public. nº 49, Assoc. intern. Hydrol. Sci., 26-37 (Gentbrugge).

SLATYER R. O., MCILROY I. C., 1961. Evaporation and the principle of its measurement. In : *Practical microclimatology,* chap. 3, U. N. E. S. C. O. éd., C. S. I. R. O. (Australia).

TANNER C. B., 1963. Energy relations in plant communities. In : *Environmental control of plant growth* Évans L. T. éd., 141-148, Academic Press (London).

THORNTHWAITE C. W., 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geogr. Rev.,* **38**, 55-94.

THORNTHWAITE C. W., HARE F. K., 1965. The loss of water to the air. In : *Agricultural Meteorology,* chap. 11, Waggoner P. E. et *al.,* éd., Meteorological monographs, **6** (28), 163-180, Amer. Meteor. Soc. (Boston, U. S. A.).

TURC L., 1961. Évaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle. *Ann. agron.,* **12** (1), 13-49.

VAN BAVEL C. H. M., REGINATO R. J., 1965. Precision lysimetry for direct measurement of evaporative flux. In : *Méthodologie de l'écophysiologie végétale,* Actes du Colloque de Montpellier, 1962, Recherches sur la zone aride, XXV, 129-135, U. N. E. S. C. O. (Paris).

VITON P., 1970. Pluviomètres et pluviographes utilisés par la Météorologie nationale. In : *Techniques d'étude des facteurs physiques de la biosphère,* Hallaire M. *et al.,* éd., 245-253, I. N. R. A. (Paris).

WEBB E. K., 1965. Aerial microclimate. In : *Agricultural Meteorology,* chap. 2, Waggoner P. E. *et al.,* éd., Meteorological monographs, **6** (28), 27-58, Amer. Meteor. Soc. (Boston, U. S. A.).

Ann. agron., 1974, **25** (5), 733-751.

ADAPTATION DE LA TECHNIQUE MICROPSYCHROMÉTRIQUE A L'ENREGISTREMENT DU POTENTIEL HYDRIQUE DANS LE SOL EN PLACE : PROBLÈMES POSÉS PAR LA TEMPÉRATURE

C. VALANCOGNE et F.-A. DAUDET
avec la collaboration technique de G. LE BER

Laboratoire de la Chaire de Bioclimatologie et d'Écologie,
Institut national agronomique, Paris Grignon, I. N. R. A.,
75231 Paris Cedex 05

RÉSUMÉ

La méthode des micropsychromètres à effet Peltier est la seule actuellement utilisable qui permette de couvrir la gamme des potentiels que l'on rencontre dans les conditions naturelles sous culture. Cette méthode a récemment connu un essor important par suite de la commercialisation de micropsychromètres fiables pouvant être disposés dans le sol. Un dispositif permettant l'enregistrement automatique des données est décrit (fig. 4).

A l'échelle journalière, une variation importante du potentiel hydrique se manifeste pour les psychromètres disposés obliquement dans le sol (fig. 6 et 7). Cette variation résulte principalement d'une distorsion introduite par l'orientation des psychromètres par rapport au gradient de température, et se trouve considérablement atténuée pour des psychromètres placés horizontalement. Le calcul montre en effet que si le micropsychromètre n'est pas orienté perpendiculairement au gradient de température, des hétérogénités de potentiel pouvant atteindre plusieurs bars (fig. 9) apparaissent à l'intérieur de la capsule poreuse. La disposition horizontale est donc fortement recommandée.

A l'échelle saisonnière, et y compris au voisinage de la surface du sol, les micropsychromètres fournissent une bonne indication du potentiel hydrique. L'incertitude sur la mesure est estimée à $\pm$ 0,5 bar.

I. — INTRODUCTION

Du point de vue agronomique et écologique, la seule grandeur permettant de caractériser l'état de sécheresse du milieu est le potentiel hydrique qui représente l'énergie de rétention de l'eau. Cette grandeur a d'autant plus d'importance que sa

variation dans l'espace est en relation directe avec le sens et l'intensité des mouvements d'eau.

C'est pourquoi dans les études sur les transferts de l'eau dans les sols, que ce soit par exemple pour étudier l'évaporation du sol, la réalimentation des nappes d'eau ou l'alimentation en eau des cultures, on cherche à mesurer le potentiel de l'eau du sol.

Les tensiomètres (DAUDET, 1970 ; DAUDET *et al.*, 1974) sont déjà largement utilisés mais leur domaine d'application se réduit à la gamme 0 à — 1 bar, alors que les potentiels hydriques que l'on rencontre dans le sol peuvent être bien inférieurs à — 15 bars. Par ailleurs, les tentatives de mise au point d'un tensiomètre osmotique (VACHAUD, 1969) qui pourrait théoriquement couvrir une gamme de potentiel très importante ont jusqu'à présent échoué par suite de l'absence de membranes réellement hémiperméables et durables.

Faute de techniques permettant de mesurer le potentiel hydrique en phase liquide dans un domaine assez large, plusieurs auteurs ont pensé utiliser le principe de l'hygroscopicité selon lequel la mesure du potentiel hydrique ψ dans un milieu quelconque se ramène à celle de l'humidité relative de l'air e en équilibre avec ce milieu. Ces deux grandeurs sont en effet liées par la relation :

$$\psi = -\frac{RT}{M} \text{Log} \frac{100}{e} \qquad (1)$$

avec : ψ : exprimé en énergie par unité de masse d'eau ($J \cdot kg^{-1}$)
R : constante des gaz parfaits (8,32 $J\ mole^{-1}\ {}^{o}K^{-1}$)
M : masse molaire de l'eau ($18\ 10^{-3}$ kg)
T : température absolue (^{o}K)
e : humidité relative de l'air (p. 100)

ou encore, en exprimant le potentiel hydrique en bar $\psi = -10{,}8 \cdot T \cdot \log_{10} \frac{100}{e}$

Ainsi la connaissance de T et e permet de calculer ψ.

Ce principe a conduit à la mise au point des micropsychromètres à effet Peltier (SPANNER, 1951). Différents auteurs ont depuis lors perfectionné et adapté ces appareils à la mesure du potentiel hydrique dans différents substrats : sol, plante, solution aqueuse (VERNET *et al.*, 1970 ; WIEBE, 1971).

Rappelons que ces appareils (fig. 1 *a*) se composent essentiellement d'un thermocouple chromel-constantan dont la constante thermoélectrique est parmi les plus élevées dans les conditions habituelles de température (60 $\mu V\ {}^{o}C^{-1}$). Ce thermocouple joue le rôle du thermomètre sec puis du thermomètre mouillé du psychromètre classique, permettant ainsi la mesure de l'humidité d'un petit volume d'air supposé en équilibre hygroscopique avec le corps étudié. La mesure comporte les trois phases suivantes au cours desquelles la force électromotrice (f.e.m.) délivrée par le thermocouple varie comme il est indiqué figure 1 *b* :

1° lecture de la f.e.m. initiale du thermocouple sec ;

2° dépôt d'un film d'eau sur la soudure du thermocouple. Cette opération est réalisée par le passage d'un courant électrique adéquat dans le thermocouple grâce au changement de position du double inverseur (fig. 1 *a*) ; la soudure chromel — constantan se refroidit par effet Peltier ce qui provoque la condensation d'une quantité infime d'eau sur cette dernière ;

3° l'inverseur étant remis à sa position initiale, lecture de la f.e.m. du thermocouple mouillé après condensation d'eau.

Cette f.e.m. reste à peu près constante durant quelques instants puis retourne progressivement à sa valeur initiale, l'eau disparaissant par suite de l'évaporation.

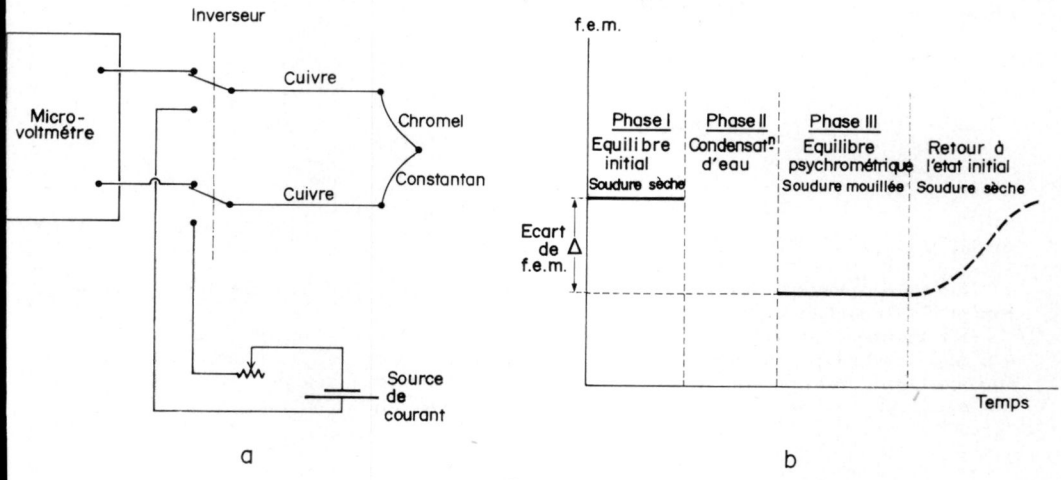


FIG. 1

a : *Schéma du dispositif de mesure psychrométrique du potentiel hydrique ;*
b : *différentes phases de fonctionnement.*

L'écart de f.e.m. Δ ainsi observé entre les phases 1 et 3 traduit la différence de température T*a* — T*h* entre le thermomètre sec et le thermomètre mouillé. Il est d'autant plus grand que l'air est plus sec, donc le potentiel hydrique est plus bas.

Dans les conditions de potentiel hydrique compatibles avec la vie, l'écart T*a* — T*h* est généralement inférieur à 0,2°C, ce qui correspond à un écart de 12 μV. Il est donc important de faire la mesure en conditions isothermes. Pour cette raison, et compte tenu de la résolution recherchée pour la f.e.m. (0,1 μV environ pour 0,2 bar), la méthode est longtemps restée cantonnée au laboratoire avec contrôle strict de la température.

L'étude théorique du fonctionnement des micropsychromètres a été faite par RAWLINS (1966), PECK (1968, 1969), puis SCOTTER (1972). RAWLINS et DALTON (1967), puis RAWLINS *et al.* (1968) ont eu le mérite de développer leur utilisation dans le sol en place en enfermant le thermocouple dans une capsule de céramique poreuse. Il apparaît en effet que même pour des profondeurs très faibles, les variations de température sont suffisamment lentes pour que la mesure soit praticable. On verra qu'il se pose cependant un délicat problème de validité des mesures obtenues dans ces conditions.

Depuis quelques années, l'existence sur le marché de micropsychromètres du type précédent (capsules poreuses), jointe à celle de microvoltmètres de hautes performances et à prix abordables, a donné à la méthode un développement important. On ne trouve cependant qu'un nombre très restreint de publications présentant des résultats obtenus en conditions de terrain (MERILL et RAWLINS, 1972).

Un dispositif automatique a été mis au point qui permet le fonctionnement

et l'enregistrement des micropsychromètres à toute heure de la journée. Un ensemble de micropsychromètres a été mis en place durant l'été 1973 sur deux parcelles du domaine de La Minière (Yvelines), l'une non cultivée et désherbée, l'autre cultivée en maïs et non irriguée. L'analyse des résultats permet de dégager un certain nombre de conclusions sur l'utilisation *in situ* des micropsychromètres à effet Peltier pour mesurer le potentiel hydrique du sol.

2. — MATÉRIEL UTILISÉ

2. 1. — *Le micropsychromètre à effet Peltier*

a) *Description.*

Les micropsychromètres que nous avons utilisés sont des dispositifs commercialisés actuellement (1). Ils sont du type représenté sur la figure 2.

Un thermocouple chromel-constantan (sensibilité 60 $\mu V\ ^{o}C^{-1}$) constitué par des fils de 0,02 mm de diamètre soudés électriquement en atmosphère neutre est fixé à deux plots massifs en cuivre doré, noyés dans un cylindre en téflon. Ces plots jouent le rôle de puits de chaleur lors du passage du courant d'effet Peltier et constituent les soudures de référence.

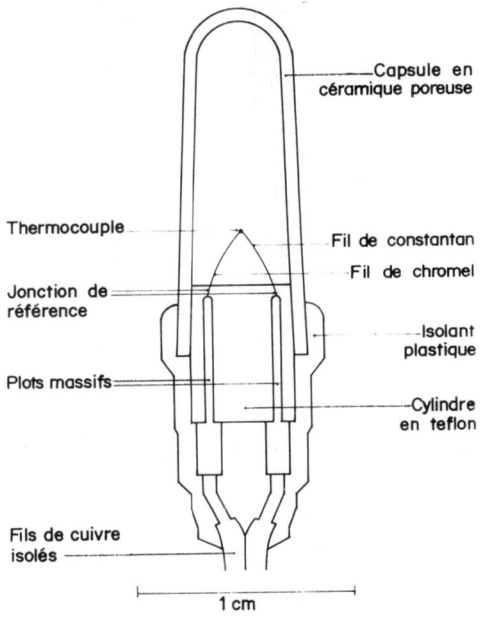


FIG. 2. — *Psychromètre à effet Peltier destiné à la mesure du potentiel de l'eau du sol*

Une capsule de céramique poreuse limite autour du thermocouple un volume de mesure constant et a, en outre, pour effet de protéger le thermocouple contre toute souillure, ce qui en améliore la fiabilité.

(1) Soil psychrometer, type PT 51-10, Wescor Inc., 459 South Main Street, Logan, Utah, 84321 (U. S. A.)

Pour le refroidissement par effet Peltier, on applique un courant en sens convenable de 4 à 8 mA, permettant d'atteindre un refroidissement de la soudure de 1 à 2°C. Il existe un temps de passage du courant optimal à adapter en fonction de la valeur du potentiel hydrique à mesurer. En effet, un temps de passage trop long peut condenser une quantité d'eau telle que son évaporation complète puisse nécessiter jusqu'à plusieurs heures (1). Un temps de passage trop court par contre peut conduire à une condensation insuffisante pour la mesure (palier de la phase 3 inexistant). Le tableau 1 donne les durées de refroidissement optimales en fonction de la gamme de potentiel ; les valeurs proposées sont légèrement plus élevées que celles indiquées par le constructeur.

TABLEAU I

Durée optimale de refroidissement permettant d'observer un palier (fig. 1 *b*) *tout en assurant une évaporation suffisamment rapide de l'eau condensée*

Gamme de Potentiel (bar)	Durée optimale de refroidissement (s)	
	d'après le constructeur	observée réellement
0 à — 5	5	5
— 5 à — 10		10
— 10 à — 30	10	15
— 30 à — 40		20
< — 40	15	30

Au champ, nous avons dû adopter pour tous les capteurs un temps de refroidissement identique : celui nécessaire, à une date donnée, pour réaliser la mesure du potentiel le plus bas.

b) *Étalonnage.*

Compte tenu des conditions très particulières dans lesquelles est réalisée la mesure psychrométrique (absence de ventilation, conduction thermique, etc.), on est amené à étalonner le capteur en reliant directement la différence de f.e.m. Δ au potentiel hydrique ψ.

Pour ce faire, on plonge les capsules en céramique dans des solutions aqueuses de pression osmotique connue et l'on mesure l'écart $\triangle$ obtenu après quelques heures de mise à l'équilibre en condition de température contrôlée.

On a pu vérifier, comme un développement théorique le laisse prévoir, que dans la gamme des potentiels 0 à — 40 bars, la courbe d'étalonnage est assimilable à une droite qui passe par l'origine :

$$\psi = \frac{\Delta}{K} \qquad (2)$$

La procédure d'étalonnage peut alors être considérablement simplifiée puisqu'une seule solution de NaCl à — 20 bars, par exemple, permet de déterminer la pente de cette droite, c'est-à-dire le coefficient d'étalonnage K_θ correspondant à une température donnée θ. Pour l'ensemble des psychromètres étudiés et pour la température $\theta = 25°C$, ce coefficient K_{25} est resté compris entre 0,47 et 0,51 $\mu V \cdot bar^{-1}$.

(1) Pour les psychromètres utilisés, la quantité d'eau condensée sur la soudure est, d'après SCOTTER (1972), de l'ordre de 10^{-7} g, ce qui correspond à un film d'épaisseur inférieure à 1 μ. Cette quantité représente 2 à 3 p. 100 de l'eau présente dans l'atmosphère du psychromètre ; le dessèchement ainsi créé est très rapidement compensé par l'évaporation d'une quantité d'eau égale, au niveau de la paroi interne de la céramique. Les mouvements d'eau induits par le fonctionnement du psychromètre sont donc extrêmement faibles et ils ne sont pas susceptibles d'introduire des perturbations dans le sol.

L'influence de la température sur le coefficient d'étalonnage K_θ (fig. 3) est bien représentée par la loi (signalée par le constructeur) :

$$K_\theta = K_{25}(0{,}325 + 0{,}027\,\theta) \qquad (3)$$

θ : température en °C

K_θ et K_{25} : respectivement les coefficients d'étalonnage à θ et 25°C.

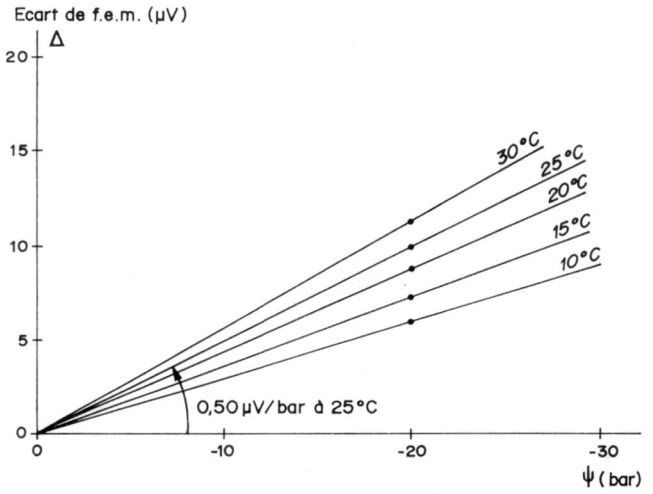


FIG. 3. — *Relation entre l'écart de f.e.m. et le potentiel de l'eau pour différentes températures, observée pour un psychromètre*

Dans les psychromètres que nous avons utilisés, la température est donnée par un thermocouple annexe cuivre-constantan qui délivre une f.e.m. de 40 μV — °C^{-1}.

Compte tenu de la correction de température donnée par la formule ci-dessus, l'incertitude sur le potentiel hydrique, au moins en laboratoire, est de l'ordre de 0,2 bar.

2. 2. — *Enregistrement des données de plusieurs psychromètres à l'aide d'un dispositif automatique*

Le schéma de l'ensemble de ce dispositif est représenté figure 4.

Une horloge et trois minuteries commandent la succession des opérations (programmateur).

Les psychromètres sont reliés successivement aux instruments de mesure grâce à un sélecteur à galettes de haute qualité. Ce sélecteur est logé dans un boitier en cuivre épais (5 mm), les organes d'entraînement susceptibles de s'échauffer restant à l'extérieur. Cette disposition assure une très bonne égalisation des températures et limite au maximum les couples thermoélectriques parasites qui pourraient prendre naissance au niveau des soudures.

- La voie psychrométrique (thermocouple chromel-constantan) est connectée à un amplificateur ; celui-ci délivre une tension proportionnelle à la f.e.m. reçue, variant entre 0 et $\pm$ 10 V, appliquée ensuite à l'une des voies d'un enregistreur potentiométrique (sensibilité 20 V pleine échelle).

- La voie thermométrique (thermocouple cuivre-constantan) est directement appliquée à la deuxième entrée de l'enregistreur (sensibilité 1 mV pleine échelle).

Le programmateur commande, à des intervalles de temps choisis, le déclenchement d'un cycle complet de mesure (12 psychromètres) ainsi que le défilement du papier de l'enregistreur. Sur chaque psychromètre, il assure en outre le passage du courant de refroidissement pendant un temps prédéterminé. Pendant cette opération, les bornes d'entrée de l'amplificateur sont court-circuitées ; l'enregistreur relève alors un zéro électrique.

La figure 5 représente l'enregistrement ainsi obtenu pour deux voies consécutives.

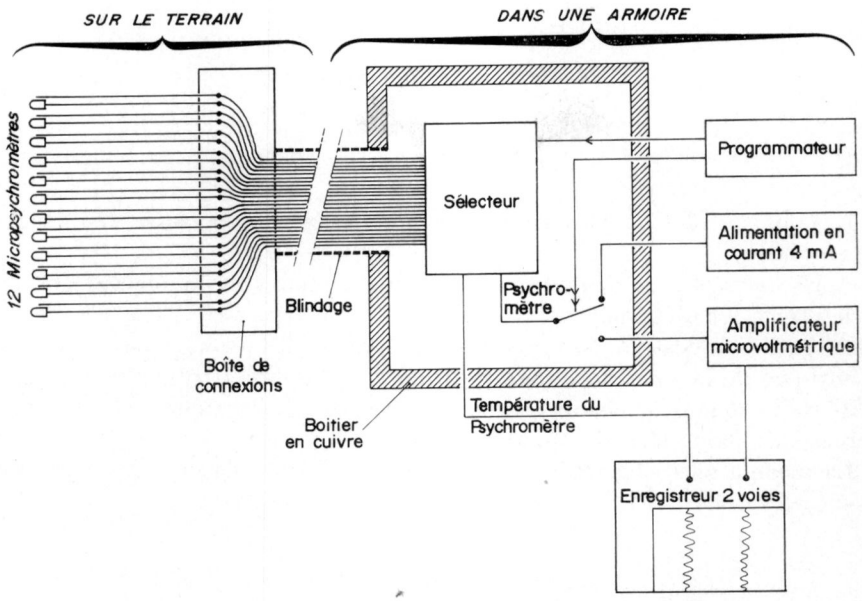


FIG. 4. — *Schéma du dispositif automatique permettant le fonctionnement et l'enregistrement des micropsychromètres implantés dans le sol*

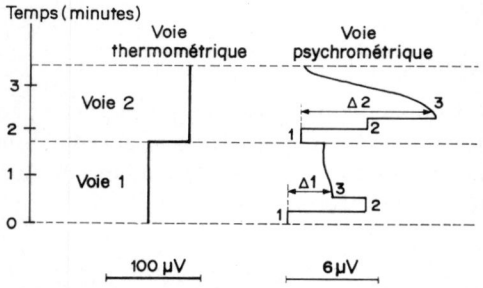


FIG. 5. — *Enregistrement obtenu à l'aide du dispositif automatique pour deux voies consécutives*

1 : état initial ;
2 : zéro électrique du potentiomètre ;
3 : thermocoupel mouillé et retour à l'état initial.

2. 3. — *Mise en place sur le terrain*

Pour des raisons de commodité, on a disposé la plupart des psychromètres sous un angle de 45° par rapport à la verticale afin de pouvoir les retirer facilement et les remplacer en cas de nécessité. Deux autres psychromètres ont été placés horizontalement afin de déterminer l'influence de l'inclinaison signalée par MERILL et RAWLINS (1972). Un dernier psychromètre enfin a été plongé dans un tube renfermant du sable saturé avec une solution de NaCl d'environ — 12 bars de pression osmotique. Ce tube a été enterré horizontalement dans le sol à 10 cm de profondeur. On a placé les appareils de mesure et de commande dans une armoire isolée et ventilée pour limiter l'échauffement en plein soleil. La liaison entre les micropsychromètres et cette armoire était assurée par l'intermédiaire d'une boîte de connexions (bornes de cuivre et connexions sans soudure afin de limiter les effets thermoélectriques parasites) et de câbles multiconducteurs blindés.

Pour éviter d'avoir à entretenir en permanence un bain de glace fondante, la soudure froide des thermocouples cuivre-constantan était enterrée à 2 m dans le sol ; la température de cette soudure était relevée une fois tous les deux jours environ.

3. — RÉSULTATS

3. 1. — *Stabilité du coefficient d'étalonnage*

L'étalonnage des micropsychromètres a été effectué au mois de mai avant leur mise en place.

Après une saison de mesure en plein champ, de juin à novembre 1973, on a revérifié le coefficient d'étalonnage K_{25} de chaque psychromètre. Il n'a pas été trouvé de différence significative par rapport à celui précédant la campagne. On peut donc être satisfait de la stabilité de ces instruments (stabilité attribuable d'abord à la qualité de la soudure, mais aussi à la présence de la céramique protectrice) ; cette observation rejoint celles de MERILL et RAWLINS (1972).

La tenue à plus long terme des micropsychromètres n'a pu, bien évidemment, être encore vérifiée.

3. 2. — *Réponse des micropsychromètres* in situ

Les valeurs de potentiel calculées à partir des micropsychromètres compte tenu de la température (paragraphe 2. 1 *b*) montrent deux types d'évolution : journalière et saisonnière.

a) *Évolution journalière.*

Un exemple en est donné figure 6 pour la journée du 15 août 1973. On constate une variation du potentiel pouvant atteindre une grande amplitude.

Cette variation qui se répète chaque jour a tendance à s'atténuer avec la profondeur pour devenir très faible à 50 cm (tabl. 2).

TABLEAU 2

Amplitude de la variation du potentiel enregistrée durant une belle journée d'été, sous sol nu et sous maïs (15 août 1973), *dans le cas d'un micropsychromètre incliné à 45°* (O), *et d'un psychromètre horizontal* (H)

Profondeur (cm)	Amplitude du potentiel calculé ψ en bar	
	sous une culture de maïs	en sol nu
5	(H) 2,5	
10	(O) 4,5	(H) 1,5
		(O) 5,5
20	(O) 4,0	(O) 4,5
30	(O) 2,0	(O) 2,5
50	(O) 1,0	

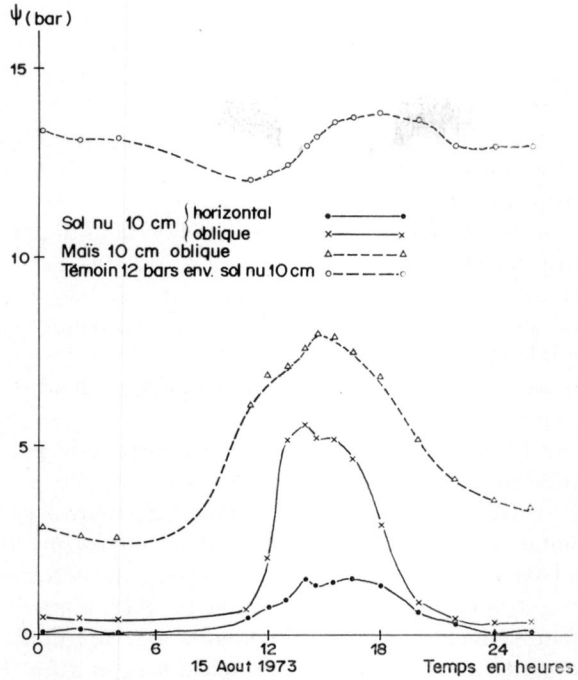


FIG. 6. — *Évolution du potentiel hydrique calculé à partir des données fournies par les psychromètres au cours d'une belle journée d'été*

b) *Effet des variations de température dans le temps et dans l'espace.*

L'influence des gradients de température est mise en évidence par les différences de comportement entre les psychromètres de diverses inclinaisons. Toutes autres conditions étant égales, les psychromètres inclinés présentent une amplitude de variation du potentiel plus forte que les psychromètres horizontaux. Un exemple est donné, dans le tableau 2, pour l'emplacement 10 cm-sol nu.

Par ailleurs, MERILL et RAWLINS (1972) ont constaté que la réponse de psychromètres verticaux est en opposition de phase selon que la capsule est dirigée vers le

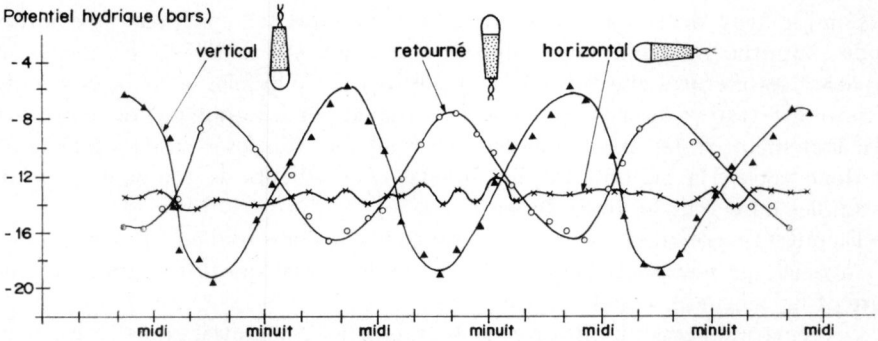


FIG. 7. — *Potentiel de l'eau calculé en fonction de l'orientation du psychromètre dans le sol*
(psychromètres à 25 cm dans un sol nu, en été)
D'après MERILL et RAWLINS (1972)

haut ou vers le bas (fig. 7). La seule différence entre ces psychromètres placés au même niveau est leur orientation par rapport au gradient de température. Celle-ci joue donc un rôle important que nous interpréterons au paragraphe 4.

Pour les psychromètres en position horizontale, la variation journalière observée, bien que beaucoup plus faible, n'est cependant pas entièrement éliminée (fig. 6 et 7). Il est encore difficile dans l'état actuel de nos expériences de savoir quels facteurs sont à l'origine de cette variation. On peut évoquer :

— la variation des débits d'eau en phase liquide induite par l'évolution périodique de l'évapotranspiration ;

— l'influence de la vitesse de dessèchement (RHAIEM, 1972) ;

— l'existence de déséquilibres périodiques de potentiel, qui apparaîtraient entre la phase liquide et la phase vapeur du sol sous l'effet des gradients de température. La mesure ayant lieu en phase vapeur, on peut s'attendre à ce qu'elle y soit particulièrement sensible.

Il n'est pas exclu enfin qu'une distorsion soit introduite par les variations de température au niveau des capteurs, même dans le cas où ils sont horizontaux. Une indication sur cette éventuelle distorsion peut être fournie par le psychromètre « témoin » horizontal, placé à 10 cm de profondeur sur sol nu et plongé dans une solution à — 12 bars environ (fig 6) : les variations de potentiel enregistrées ne dépassent jamais $\pm$ 1 bar alors que ce psychromètre était placé dans des conditions thermiques particulièrement difficiles (gradients et variations de température extrêmes) par rapport aux capteurs mis en place sous culture. Encore faudrait-il s'assurer que ces variations ne résultent pas de phénomènes particuliers qui n'apparaitraient pas dans le sol (convection à l'intérieur de la solution, hétérogénéités de concentration liées au gradient de température par exemple...).

Une autre expérience réalisée lors de l'étalonnage des psychromètres nous montre qu'en laissant dériver la température du bain de 4°C heure^{-1}, le potentiel mesuré ne s'écarte pas de plus d'1 bar du potentiel de la solution employée. Or *in situ*, sauf immédiatement sous la surface du sol, on ne rencontre pas de variations de température aussi rapides.

On peut donc considérer que des psychromètres horizontaux, placés sous culture nous permettent de mesurer le potentiel avec une incertitude inférieure à 1 bar.

c) *Variations saisonnières.*

Compte tenu de la variation journalière du potentiel qui peut atteindre une grande amplitude, l'évolution saisonnière ne peut être mise en évidence qu'en comparant les mesures effectuées à la même heure. Toutefois, le choix de l'heure ne peut être arbitraire ; on a vu en effet le rôle joué par les gradients de température, particulièrement si les psychromètres ne sont pas disposés horizontalement. Il faut donc choisir la période durant laquelle les gradients de température sont les plus faibles dans tout le profil du sol.

En outre, le potentiel mesuré a d'autant plus de chances d'être proche du potentiel matriciel, qui représente l'état de dessèchement du sol, que les variations de température et de teneur en eau sont plus lentes.

Ces remarques conduisent à retenir les mesures de potentiel faites en fin de nuit. On constate d'ailleurs qu'entre 4 et 7 h du matin, le potentiel mesuré ne varie pas sensiblement, quelle que soit la profondeur.

Les résultats ainsi obtenus (fig. 8) sont présentés en détail dans un autre article (DAUDET *et al.*, 1974). Signalons simplement ici que cette évolution reflète très fidèlement les phases de dessèchement et de réhumectation des différentes couches de sol.

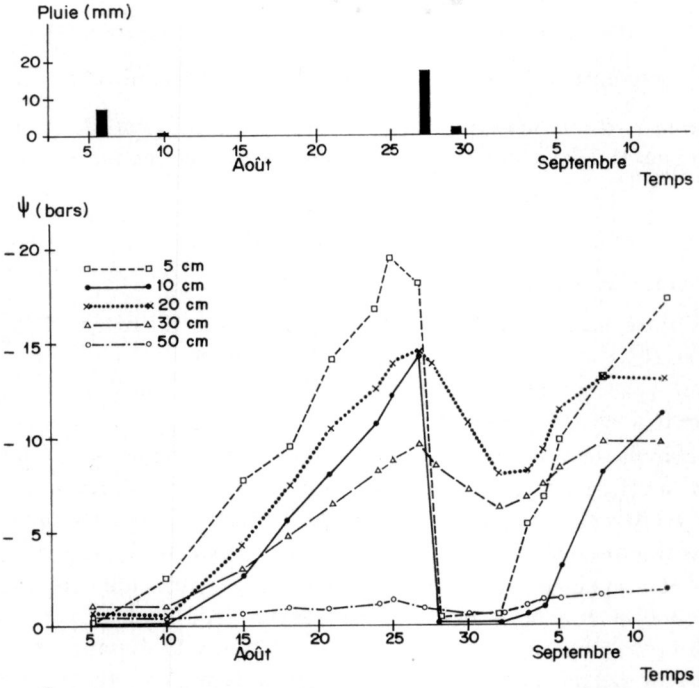


FIG. 8. — *Évolution du potentiel hydrique observé sous une culture de maïs au cours de l'été et de l'automne 1973 à la Minière* (Yvelines)

Aucune méthode de terrain plus précise ne pouvant servir de terme de comparaison, il est encore trop tôt pour juger définitivement de la qualité de la mesure, mais compte tenu de l'extrême régularité des courbes obtenues, en période de dessèchement continu notamment, il nous semble raisonnable de penser que l'erreur est relativement faible (de l'ordre de $\pm$ 0,5 bar). Il n'est pas douteux qu'en disposant les psychromètres horizontalement, on améliore encore la mesure.

4. — INTERPRÉTATION DES EFFETS DE L'ORIENTATION DES MICROPSYCHROMÈTRES PAR RAPPORT AU GRADIENT DE TEMPÉRATURE

Nous allons admettre que le potentiel hydrique ψ est uniforme au voisinage du psychromètre et que la présence de ce dernier ne modifie pas le champ de température. Soit P(T) la pression de vapeur d'eau saturante à la température de l'air T et p la pression de vapeur d'eau réelle en équilibre avec le sol.

On a vu qu'à l'équilibre, l'humidité relative de l'air :

$$e = \frac{p}{P(T)} \times 100$$

est fonction du potentiel (formule (1)).

Admettons que, tout en restant au voisinage de la température initiale T, un gradient de température $\frac{dT}{dz}$ se manifeste dans le sol ; l'humidité de l'air en équilibre reste la même partout, mais par suite de la variation rapide de la fonction P(T), il apparaît dans le sol un gradient de pression de vapeur donné par :

$$\frac{dp}{dz} = \frac{e}{100} P'(T) \frac{dT}{dz} \qquad (4)$$

avec P'(T) étant la dérivée de P(T) par rapport à T.

Il en résulte (loi de Fick) une diffusion de vapeur d'eau dirigée vers les zones froides et parallèle au vecteur gradient de température.

On peut alors comprendre comment intervient l'orientation du psychromètre en considérant deux cas extrêmes.

— *Psychromètre horizontal* (axe perpendiculaire au gradient de température) : la vapeur d'eau n'est pas gênée dans son mouvement vertical. Aucune hétérogénéité d'humidité relative n'apparaît dans la capsule. La mesure est alors correcte.

— *Psychromètre vertical* (axe parallèle au gradient de température). Le transfert vertical de vapeur d'eau est gêné par la paroi imperméable en téflon, alors que celle-ci ne modifie pratiquement pas les transferts de chaleur par conduction. Il apparaît alors des hétérogénéités d'humidité relative à l'intérieur de la capsule. On peut déterminer par le calcul la valeur de l'humidité relative en tout point intérieur

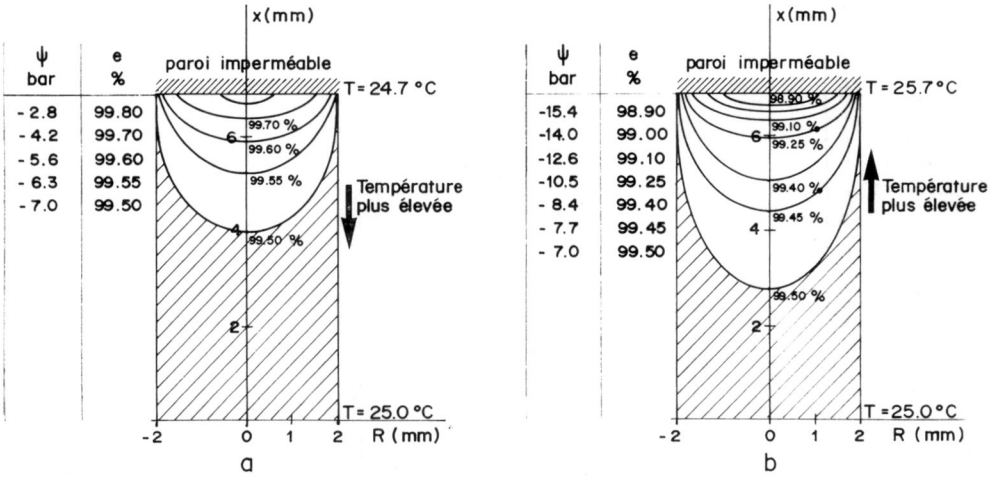


FIG. 9. — *Distribution de l'humidité relative et du potentiel dans la capsule du psychromètre*

a : cas d'une température croissante en direction de l'extrémité de la capsule (comportement nocturne) ;
b : cas d'une température décroissante (comportement diurne).

à la capsule (cf. annexe). On constate alors au voisinage de la paroi imperméable (fig. 9), un écart systématique par rapport à l'humidité en équilibre avec le sol. La valeur du potentiel hydrique mesurée risque donc d'être d'autant plus fausse que la soudure du thermocouple psychrométrique se trouve plus près de la paroi imperméable.

Le cas des *psychromètres obliques* est évidemment intermédiaire.

Les écarts peuvent être importants en cas de fort gradient de température et leur signe dépend du sens de ce gradient par rapport à l'orientation du psychromètre.

Signalons que par construction, les soudures sont à environ 1 à 1,5 mm de la paroi en téflon. Ainsi peut s'expliquer pour l'essentiel l'influence des gradients de température du sol sur la réponse des psychromètres (2. 2 *b*) et en particulier les résultats obtenus par MERILL et RAWLINS (1972) lorsqu'ils comparaient deux psychromètres verticaux mais orientés dans un sens différent.

D'autres phénomènes compliquent en réalité l'effet signalé ; en particulier la distorsion des isothermes au voisinage du psychromètre dont les propriétés thermiques sont différentes de celles du sol, a certainement des conséquences sur les transferts de vapeur d'eau et pourrait peut être expliquer une partie de l'effet de l'orientation.

5. — CONCLUSIONS

Les micropsychromètres à effet Peltier paraissent bien adaptés à l'étude de l'évolution saisonnière du potentiel hydrique dans le sol en place, y compris dans des couches situées au voisinage de la surface. Il importe toutefois de minimiser l'influence des gradients de température en disposant les capteurs horizontalement et en effectuant les mesures si possible en fin de nuit. Dans ces conditions, on peut apprécier le potentiel hydrique avec une précision meilleure que 1 bar. La théorie (cf. annexe et fig. 9) montre que l'effet de l'orientation des psychromètres pourrait être considérablement réduit en éloignant la jonction psychrométrique de la paroi imperméable et en la rapprochant des parois poreuses. Si cette modification était réalisable pratiquement, il faudrait toutefois vérifier qu'elle ne nuit pas par ailleurs au bon fonctionnement des psychromètres. Il serait alors possible de les utiliser dans des milieux où la température varie dans les trois dimensions de l'espace et non plus seulement selon la profondeur (c'est en effet, à l'heure actuelle, le seul cas où il est possible de minimiser les effets des gradients de température). Ce capteur présenterait alors un grand intérêt pour les écologistes du sol.

Des études complémentaires sont nécessaires pour préciser la signification exacte du potentiel mesuré en conditions dynamiques (température et humidité du sol variables dans le temps et dans l'espace). On peut se demander, en particulier, si ce potentiel est principalement le reflet du potentiel matriciel en phase liquide, du potentiel dans la phase gazeuse (en conditions variables, celle-ci n'est pas nécessairement en équilibre avec la phase liquide), ou d'un éventuel potentiel efficace (HALLAIRE, 1963 ; RHAIEM, 1971).

Il faut préciser à ce sujet que les parois en céramique, si elles protègent bien le

thermocouple, ont l'inconvénient d'introduire un temps de réponse assez grand de l'ordre de 2 à 3 heures (WIEBE, 1971). Il est donc exclu de suivre d'éventuelles fluctuations rapides du potentiel hydrique à moins de remplacer la capsule en céramique par un simple grillage métallique de protection.

Comparée à d'autres (mesures de résistivité, mesure tensiométrique, etc.), la méthode du micropsychromètre offre les avantages suivants :

— grande étendue de mesure ;
— temps de réponse assez court (1 à 2 heures avec la capsule en céramique, beaucoup moins éventuellement avec un simple grillage de protection) ;
— mesure relativement ponctuelle ;
— perturbation minime du milieu (échanges d'eau nuls) ;
— absence d'hystérésis ;
— facilité d'étalonnage.

Ses inconvénients peuvent être :

— délicatesse des mesures effectuées ;
— coût relativement élevé (80 F par capteur ; équipement de mesure avec système automatique de l'ordre de 20 000 à 30 000 F). Cet appareillage toutefois est très polyvalent.

Sur le plan pratique, le dépouillement des données psychrométriques représente un gros travail du fait notamment que le coefficient d'étalonnage dépend de la température. Aussi, nous proposons-nous dans l'avenir de remplacer l'enregistrement graphique par un enregistrement sur bande perforée qui nous permettra de traiter directement les données sur un calculateur.

Reçu pour publication en mai 1974.

SUMMARY

ADAPTATION OF THE SPANNER PSYCHROMETER TECHNIQUE TO THE MEASURING OF WATER POTENTIAL IN SOILS UNDER FIELD CONDITIONS. PROBLEM RAISED BY TEMPERATURE

The Spanner psychrometer at present allowing to measure the whole range of water potentiel values usually observed in the soil. This method has recently been greatly used owing to the commercialization of thermocouple psychrometers (TCP) specially designed for soil water measurement. The automatic sampling and recording of such psychrometers is described.

An important daily variation of the output must be noticed for TCP lying obliquely in the soil (fig. 6 and 7). This variation is principally due to some discrepancy introduced by the orientation of the TCP with respect to the temperature gradient, and it appears to be considerably reduced for horizontally lying TCP. Calculation shows that when the TCP is not perpendicular to the temperature gradient, some water potential heterogeneities may rise inside the porous cup, up to several bars (fig. 9). The horizontal position is then strongly recommanded.

Over a season, TCP give a good value of water potential, even near the soil surface. The measuring error is estimated at about $\pm$ 0.5 bar.

ZUSAMMENFASSUNG

ANWENDUNG DER MIKROPSYCHROMETERTECHNIK ZUR BESTIMMUNG DER SAUGSPANNUNG IM BODEN AN ORT. PROBLEME, VERURSACHT DURCH DIE TEMPERATUR

Die Methode der Mikropsychrometer nach dem Peltier-Effekt ist die einzige gegenwärtig anwendbare, welche die gesamte Skala der Saugspannung erfasst, die man normalerweise unter Kulturen findet. Diese Methode hat in der letzten Zeit, seit zuverlässige und für den Gebrauch im Boden geeignete Mikropsychrometer im Handel erhältlich sind, einen beträchtlichen Aufschwung erfahren. Ein Plan zur automatischen Aufzeichnung der Daten wird beschrieben (Abb. 4).

Für schräg im Boden angeordnete Mikropsychrometer ergibt sich eine beträchtliche tageszeitliche Schwankung der Saugspannung (Abb. 6 und 7). Diese Schwankung wird in erster Linie bedingt durch die Richtung der Psychrometer in Bezug auf den Temperaturgradienten und verringert sich wesentlich bei horizontaler Anordnung. Tatsächlich zeigt die Berechnung, dass wenn der Psychrometer nicht senkrecht zum Temperaturgradienten angeordnet wird, im Innern der porösen Kapsel Unausgeglichenheiten der Saugspannung von mehreren Bar auftreten können (Abb. 3). Eine horizontale Anordnung der Psychrometer wird daher dringend empfohlen.

In Bezug auf jahreszeitliche Schwankungen, auch in unmittelbarer Nähe der Bodenoberfläche, liefern die Mikropsychrometer gute Angaben über die Saugspannung. Die Ungenauigkeit der Messungen wird auf $\pm$ 0,5 Bar geschätzt.

РЕЗЮМЕ

Приспособление микропсихрометрической техники к регистрации водного потенциала в почве на местах. Проблемы вызванные температурой.

К. ВАЛАНКОНЬ, Ф. А. ДОДЕ.

Микропсихрометрический метод, с применением эффекта Пельтье, является в настоящее время единственным методом покрывающим всю гамму потенциалов встречающихся в естественных условиях под культурами. Он получил в последнее время широкое распространение благодаря появлению на рынке надежных микропсихрометров, которые можно расположить в почве. Описывается устройство с автоматической регистрацией данных (Рис. 4).

В суточном масштабе, крупные колебания водного потенциала, отмечаются в почве психрометрами расположенными наискось (Рис. 6 и 7). Эти колебания вызываются главным образом дисторсией введенной ориентацией психрометров по отношению к градиенту температуры, и они ослабевают у психрометров расположенных горизонтально. И, действительно, рассчеты показывают, что в случаях когда психрометр не перпендикулярен градиенту температуры, в пористой капсуле появляются гетерогенности потенциала могущие достигнуть нескольких бар (Рис. 5). Необходимо, значит, рекоммендовать горизонтальное расположение.

В масштабе сезона, и даже поблизости от поверхности почвы, микропсихрометры дают хорошие указания водного потенциала. Возможная ошибка измерения не превышает 0,5 бар.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

DAUDET F. A., 1970. Méthodes et techniques d'étude de l'état de liaison et de la teneur en eau dans le sol et la plante. In : *Techniques d'études des facteurs physiques de la biosphère*, HALLAIRE M. *et al.* Éd., I. N. R. A., Paris, 283-313.

DAUDET F. A., VALANCOGNE C., LE BER G., 1974. Résultats non publiés (à paraître).

HALLAIRE M., 1963. Le potential efficace de l'eau dans le sol en régime de dessèchement. In : *L'eau et la production végétale*, 27-62, I. N. R. A., Paris.

MERILL S. D., RAWLINS S. L., 1972. Field measurement of soil water potential with thermocouple psychrometers. *Soil Sci.*, **113**, 102-109.

MILLAR A. A., LANG A. R. G., GARDNER W. R., 1970. Four terminal Peltier type thermocouple psychrometer for measuring water potential in nonisothermal systems. *Agron. J.*, **62**, 705-708.

PECK A. J., 1968. Theory of the Spanner psychrometer, I. The thermocouple. *Agric. Meteorol.*, **5**, 433-447.

PECK A. J., 1969. Theory of the Spanner psychrometer, II. Sample effects and equilibration. *Agric. Meteorol.* **6**, 111-124.

RAWLINS S. L., 1966. Theory of thermocouple psychrometers used to measure water potential in soil and plant samples. *Agric. Meteorol.*, **3**, 293-310.

RAWLINS S. L., DALTON F. N., 1967. Psychrometric measurement of soil water potential without precise temperature control. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **31**, 297-301.

RAWLINS S. L., GARDNER W. R., DALTON F. N., 1968. *In situ* measurement of soil and plant leaf water potential. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **32**, 468-470.

RHAIEM H., 1972. Mesures comparées du potentiel matriciel de l'eau dans le sol en cours de dessèchement et à l'équilibre : vérification de l'existence d'un potentiel efficace. *C. R. Acad. Sci.* Paris, série D, **274**, 3194-3196.

SCOTTER D. R., 1972. The theoretical and experimental behaviour of a Spanner psychrometer. *Agric. Meteorol.*, **10**, 125-136.

SPANNER D. C., 1951. The Peltier effect and its use in the measurement of suction pressure. *J. Exp. Bot.*, **2**, 145-168.

VACHAUD G., 1969. *Mise au point d'un prototype de tensiomètre osmotique.* Concention CEFIE nº 163. Rapport d'essai final. Laboratoire de mécanique des Fluides, Domaine Universitaire, 38 - Saint-Martin D'Heres.

VERNET A., *et al.*, 1970. Micropsychromètre à effet Peltier pour la mesure du potentiel hydrique. In : *Techniques d'étude des facteurs physiques de la biosphère*, HALLAIRE M. *et al.* Éd., I. N. R. A., Paris, 315-324.

WIEBE H. H., 1971. Measurement of plant and soil water status. *Utah Agric. Exp. Stat. Bull.*, **484**.

ANNEXE

DISTRIBUTION DE L'HUMIDITÉ RELATIVE A L'INTÉRIEUR D'UN MICROPSYCHROMÈTRE DONT L'AXE EST PARALLÈLE AU GRADIENT DE TEMPÉRATURE

Les psychromètres employés sont pratiquement cylindriques. Appelons x l'axe du psychromètre ; son origine est à l'extrémité de la capsule poreuse et il est orienté en direction de la paroi imperméable. La longueur de la capsule poreuse est L, son rayon R.

Si le psychromètre est disposé verticalement dans le sol, son axe x est alors parallèle à l'axe z des profondeurs selon lequel varie la température. Dans ce cas,

le système présente une symétrie d'axe x, et par conséquent, pour définir la position d'un point dans le psychromètre, il suffit de connaître son ordonnée à l'origine x et sa distance à l'axe r (système de coordonnées cylindriques x, r, cf. fig. 10).

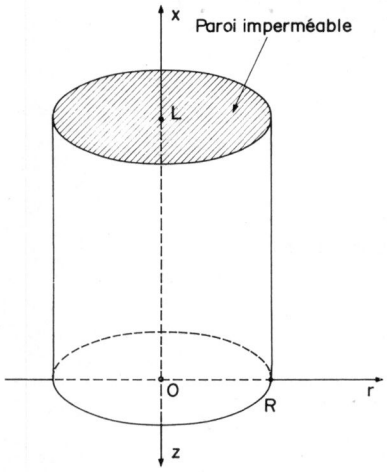


FIG. 10. — *Représentation du psychromètre en coordonnées cylindriques avec symétrie axiale*

Au *niveau des parois poreuses*, la pression de vapeur d'eau est :

$$p(x) = \frac{e_p}{100} \cdot P(T) \tag{5}$$

• P(T) étant la pression de vapeur d'eau saturante à la température T qui varie selon x uniquement, dans l'hypothèse où le *champ de température* n'est pas perturbé par la présence du psychromètre.

• e_p est l'humidité relative de l'air correspondant au potentiel ψ supposé le même en tout point de la paroi (cf. (1)).

La variation de T au long de x entraîne une variation de p au long de x telle que :

$$\frac{dp}{dx} = \frac{e_p}{100} \cdot P'(T) \frac{dT}{dx} \tag{6}$$

comme nous l'avions déjà signalé au paragraphe IV (cf. (4)).

Nous admettrons de plus que le gradient de température $\frac{dT}{dx}$ est constant :

$$\frac{dT}{dx} = \text{Grad } T = \text{Cte} \tag{7}$$

ce qui signifie donc que la tempéature T est une fonction linéaire de la profondeur :

$$T(x) = T(O) + \text{Grad } T \cdot x \tag{8}$$

La pression de vapeur d'eau au niveau des parois poreuses est donc déterminée par la relation suivante :

$$p(x) = p(O) + \int_x^O \frac{dp}{dx}\, dx = \frac{e_p}{100} [P\ (T(O)) + P'(T(O)) \cdot \text{Grad}\ T \cdot x] \qquad (9)$$

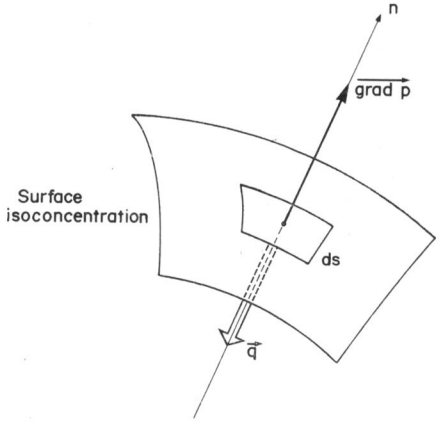


FIG. 11. — *Représentation de la loi de Fick dans l'espace*

L'existence de différences de pression de vapeur d'eau au long des parois poreuses se traduit par un mouvement de vapeur d'eau par diffusion selon la loi de Fick. En un point de l'espace O (fig. 11), la densité de flux de vapeur d'eau $\vec{q}$ (débit de vapeur d'eau par unité de surface) est proportionnelle au gradient de concentration en vapeur d'eau $\overrightarrow{\text{grad}}\ C$ dont la valeur algébrique est $\frac{\partial C}{\partial n}$ (n représentant la direction normale à la surface d'isoconcentration au point O) :

$$\vec{q} = - D\ \overrightarrow{\text{grad}}\ C = - D\ \overrightarrow{\text{grad}} \left(\frac{M}{RT_K} p\right) \qquad (10)$$

avec D : coefficient de diffusion moléculaire de la vapeur d'eau ;
M : la masse molaire de l'eau ;
R : la constante des gaz parfaits ;
T_K : la température absolue en °K.

Pour décrire les phénomènes de diffusion, il faut en outre tenir compte de *la conservation de la masse* qui s'exprime mathématiquement sous la forme suivante :

$$\text{div}\ (\vec{q}) = - \frac{\partial C}{\partial t} \qquad (11)$$

Cette équation signifie que le bilan des échanges de vapeur d'eau autour du point O se traduit par une variation de la concentration en eau en ce point.

L'équation générale de diffusion est donc :

$$\text{div}\ (D\ \overrightarrow{\text{grad}}\ C) = \frac{\partial C}{\partial t}$$

ou encore D, T_K étant quasiment constant dans les conditions régnant à l'intérieur du psychromètre :

$$\boxed{\operatorname{div}(\operatorname{grad} p) = \frac{RT_K}{MD}\frac{\partial C}{\partial t}} \tag{12}$$

Le psychromètre étant très petit et le gradient de température ne variant pas trop rapidement, nous admettrons que le régime permanent est établi, c'est-à-dire :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = 0$$

L'équation de diffusion (12) se réduit alors à :

$$\operatorname{div}(\operatorname{grad} p) = 0 \tag{13}$$

qui s'exprime en coordonnées cylindriques avec symétrie axiale sous la forme :

$$\boxed{r\frac{\partial p}{\partial r} + \frac{\partial^2 p}{\partial r^2} + \frac{\partial^2 p}{\partial x^2} = 0} \tag{14}$$

La résolution de l'équation (14) permet de décrire la distribution de la pression de vapeur d'eau dans la capsule poreuse en tenant compte des *conditions aux limites imposées*, soit :

1° la pression de vapeur d'eau au contact de la paroi poreuse :

$$p(x, R) = \frac{ep}{100}\{ P[T(O)] + P'[T(O)] \cdot \operatorname{grad} T \cdot x \} \tag{7}$$

et

$$p(O, r) = p(O, R) \tag{15}$$

2° l'imperméabilité de la paroi du psychromètre en $x = L$: $q_x = 0$ ou encore :

$$\frac{\partial p\ (L, r)}{\partial x} = 0 \tag{16}$$

La solution analytique de l'équation (14) n'étant pas connue, nous avons eu recours à une résolution numérique de cette équation en ayant adopté les valeurs :

$$L = 7 \text{ mm} \qquad R = 2 \text{ mm}$$

qui correspondent à peu près aux psychromètres que nous utilisons.

Connaissant $p(x, r)$, on peut facilement calculer $e(x, r)$ l'humidité relative en tout point à l'intérieur de la capsule poreuse du psychromètre, grâce à la relation :

$$e(x, r) = \frac{p(x, r)}{P(T(x))} \tag{17}$$

$T(x)$ étant donné par la relation (8).

Deux résultats sont rapportés sur la figure 9.

Ann. agron., 1974, **25** (5), 753-777.

COMPORTEMENT DE LA TOMATE EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE DU SUBSTRAT

P. CORNILLON
avec la collaboration technique de Magali AUGÉ

Station de Science du Sol et d'Agronomie,
Centre de Recherches d'Avignon, I. N. R. A.,
84140 Montfavet

RÉSUMÉ

Les réactions de la plante de tomate à différentes températures du substrat sont mesurées au cours d'un essai en serre. La présence d'un seuil de croissance très marqué situé entre 12°C et 15°C est mise en évidence par l'évolution au cours du temps des courbes d'accumulation de matière sèche et d'azote protéique. Une croissance très comparable apparaît entre les traitements 15°C, 18°C et 30°C. Les phénomènes de développement ne sont pas sensiblement marqués par les variations de température des racines.

Parallèlement, la réduction de la consommation en eau avec l'abaissement de température devient très importante entre 12°C et 15°C pour la Tomate.

La nutrition minérale est nettement moins affectée par l'abaissement de la température des racines. Il apparaît nécessaire de faire une distinction entre l'absorption et la migration des éléments nutritifs. En effet, les différences de concentration deviennent surtout importantes dans les organes aériens de la plante.

I. — INTRODUCTION

La température du sol ou plus généralement du substrat constitue un facteur important pour la croissance et le développement de la plante. Elle influe en effet sur les différentes fonctions du système racinaire et par là, affecte les relations physiologiques entre les organes aériens et souterrains.

Parmi ces fonctions (respiration, transfert et absorption) dont les différents tissus végétaux sont le siège, il apparaît que la plus importante est l'absorption de l'eau et des éléments minéraux nécessaires à la croissance et au développement.

Cette température au niveau des racines est essentiellement dépendante des conditions thermiques de l'atmosphère ambiante, mais elle peut aussi varier en fonction des caractéristiques du sol (constitution et état physiques, humidité) et

être modifiée par différentes techniques culturales notamment le modelé, le chauffage et la couverture du sol (COOPER, 1973). C'est là une des raisons du développement considérable, au cours de ces dernières années, du paillage plastique. De nombreuses expérimentations au champ ont permis de préciser l'emploi de cette technique en culture maraîchère (BRUN, 1968 ; SAMIE *et al.*, 1971), et de multiples observations ont mis en évidence l'importance du paillage pendant la période qui suit immédiatement la mise en place de la culture (CORNILLON, 1974). Dans des conditions d'alimentation minérale et hydrique, par ailleurs proches de l'optimum, on constate alors que la température du substrat est à un niveau critique pour le fonctionnement racinaire, et a une influence notable sur la croissance de la plante.

L'analyse de cette influence n'est pas aisée sur le terrain. La température du sol n'est pas indépendante d'autres facteurs édaphiques. Elle est, de plus, susceptible à la fois d'actions directes sur le végétal telles qu'une modification de la croissance et du fonctionnement des racines, et d'actions indirectes, par exemple, sur la concentration de la solution du sol (NIELSEN et HUMPHRIES, 1966).

Aussi, pour mettre en évidence les effets directs de la température sur la croissance et le développement de la Tomate, avons-nous travaillé en culture hydroponique. Une telle technique permet d'éliminer les interférences entre la solution et un support solide, et autorise une maîtrise convenable de la température.

Au cours de ce mémoire, après avoir précisé les conditions expérimentales, nous présenterons successivement les résultats concernant l'élaboration de matière sèche, la floraison et la fructification que nous comparerons aux données portant sur la nutrition en eau et en éléments minéraux. Nous nous proposons aussi de rechercher les relations existant entre d'une part, la nutrition et la croissance de la plante au printemps et d'autre part, la production et sa précocité.

II. — MÉTHODOLOGIE

1. — *Choix des températures du substrat*

L'essai mis en place au mois d'avril, s'est poursuivi jusqu'au début du mois de juillet, sous serre verre, dans des conditions normales d'ensoleillement pour une culture de Tomate (*Solanum lycopersicum*). La température ambiante a varié entre 13°C et 18°C la nuit, et 25°C et 35°C le jour, avec un rayonnement global extérieur compris entre 232 cal/cm²/jour et 709 cal/cm²/jour pour toutes les plantes.

Pour obtenir une température uniforme du substrat, nous avons utilisé des bacs thermostatés dans lesquels nous avons plongé 32 pots de culture par traitement contenant chacun une plante. Le tableau 1 donne les caractéristiques ioniques de la solution qui est complétée avec les différents oligo-éléments. L'aération est pratiquée avec un bulle à bulle d'air comprimé pour maintenir un taux d'oxygène suffisant au niveau des racines. Le renouvellement des solutions à intervalles suffisamment fréquents permet d'éviter une variation trop importante de leur composition minérale : 2 à 4 jours selon le stade végétatif.

L'intervalle de température retenu, 12°C à 30°C, tient compte des températures relevées dans le sol à une profondeur de 10 cm et des besoins spécifiques de la Tomate. Deux températures intermédiaires 15°C et 18°C complètent les traitements.

La température minimum correspond à une croissance réduite mais sensible de la Tomate en début de végétation et elle est souvent relevée dans le sol au printemps. Le maximum est un seuil physiologique au-delà duquel les systèmes enzymatiques du végétal subissent une dégradation irréversible (DEVLIN, 1968). D'ailleurs un test préalable avait permis de se rendre compte qu'à 32°C, la croissance de la Tomate était très rapidement stoppée.

TABLEAU I

Composition de la solution nutritive (meq/l)

	NH_4^+	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}	Total
NO_3^-		6	8		14
$PO_4H_2^-$	1				1
SO_4^{--}				2	2
Total	1	6	8	2	17

2. — *Technique culturale et prélèvement*

Les graines d'une variété hybride de Tomate (*H 63.5*) ont été semées le 20 mars. Elles ont levé du 29 au 31 mars et le repiquage a été effectué le 10 avril, au stade 2 feuilles, dans des pots de 1 litre, et le 2 mai, dans des pots de 3,5 litres. Un choix judicieux dans un lot très important de plantes a permis d'obtenir une homogénéité très grande de culture.

Des observations morphologiques ont porté sur la taille, le nombre de feuilles et le type de bouquets floraux des diverses plantes.

Parallèlement, la consommation en eau de chaque plante est notée pendant toute la période végétative. L'évaporation du plan d'eau est pratiquement nulle puisque les pots de culture sont étanches et seule la transpiration provoque une consommation d'eau, étant donné le dispositif expérimental de culture.

En outre, les divers prélèvements entre le 18 avril et le 2 juillet sont effectués en fonction des stades physiologiques apparents. Ils sont constitués pour chaque prélèvement par trois à sept plantes dont on sépare rapidement les différents organes : racine, tige, pétiole, limbe, bouquet et fruits. Chaque fraction de la plante est ensuite pesée en frais, lavée, séchée et repesée en sec avant d'être analysée.

3. — *Analyse minérale*

La détermination des éléments minéraux dans les tissus végétaux est opérée en utilisant les méthodes mises au point par le Comité Inter-Institut (groupe de 25 laboratoires européens) qui a étudié le dosage des éléments majeurs : N organique Kjeldahl, P, K, Ca et Mg (C. I. I., 1973).

L'azote protéique a été obtenu en multipliant le taux d'azote organique Kjeldahl par le coefficient 6,25 (A. O. A. C., 1970).

Le tableau 2 donne les déterminations analytiques et récapitule la moyenne et l'écart-type pour les différents éléments d'une plante test. Il montre, pour huit déterminations, la précision des méthodes d'analyse.

TABLEAU 2

Résultats obtenus sur huit échantillons de limbe de tomate

	Azote organique	Phosphore	Potassium	Calcium	Magnésium
Moyenne (%)	4,70	0,90	2,24	1,81	0,36
Écart-type	0,25	0,01	0,05	0,02	0,01

III. — RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les résultats obtenus proviennent d'une expérience où la température des racines (12°, 15°, 18° et 30°C) n'a subi aucune variation sensible pendant toute la durée de l'essai, contrairement aux conditions qui peuvent être observées en serre en cette période de l'année. De plus, nos observations ont porté uniquement sur les effets directs de la température du substrat puisque nous avions travaillé en solution nutritive avec une richesse suffisante et une disponibilité totale des éléments nutritifs.

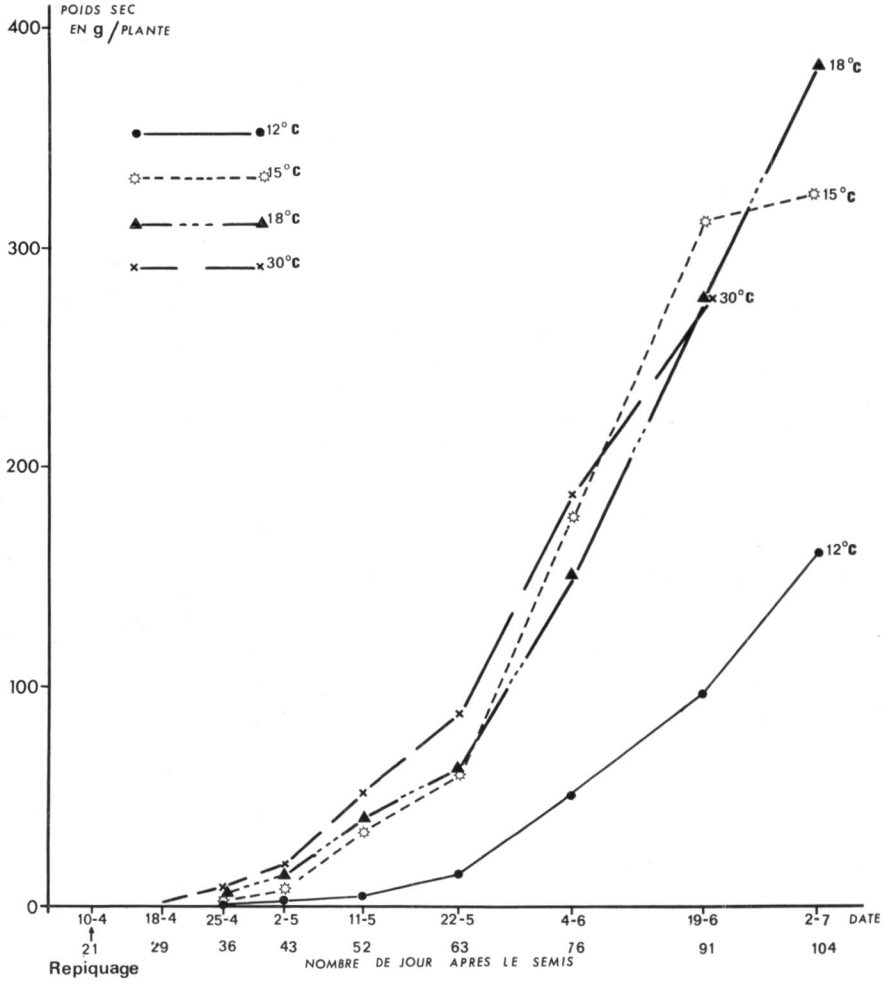


FIG. 1. — *Influence de la température des racines sur le poids sec*

1. — *Cinétique de la croissance*

a) *Production de matière sèche.*

Matière sèche totale.

La figure 1 donne l'évolution de la production de matière sèche pour les différentes températures de substrat. La croissance commence très lentement, mais 8 jours après la mise en place des traitements, sur des plantes âgées de 29 jours, des différences particulièrement nettes sont mises en évidence. Le poids sec total varie entre 0,36 g pour les plantes dont les racines sont maintenues à 12°C et 1,06 g pour les pieds dont les racines sont situées à 30°C.

Jusqu'au 43e jour, la croissance semble d'autant plus rapide que la température des racines est plus élevée, mais à partir du 52e jour, il apparaît une accumulation de matière sèche très voisine pour les traitements 15°, 18° et 30°C. Ce phénomène se maintient jusqu'au 91e jour qui correspond à l'apparition des premiers fruits mûrs. Par contre, les plantes dont les racines se trouvent à 12°C ont une croissance nettement ralentie surtout au début de la période végétative.

Répartition de la matière sèche.

Quand nous étudions la répartition du produit sec en fonction du traitement, nous pouvons noter diverses évolutions (fig. 2). Quand les bouquets apparaissent,

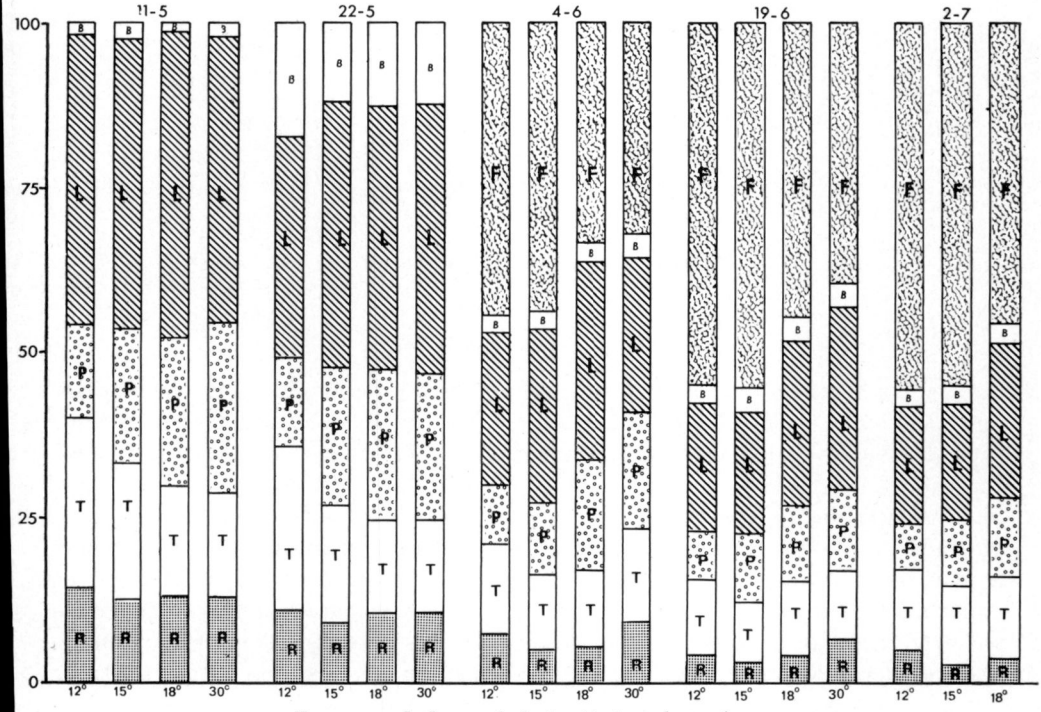


FIG. 2. — *Influence de la température des racines sur la répartition du poids sec entre les différents organes de la plante*

F : Fruit P : Pétiole
B : Bouquet T : Tige
L : Limbe R : Racine

les différents organes ont une importance relative à peu près égale si on cumule tige et pétiole comme organe conducteur. En effet, ces deux dernières fractions de la plante montrent un comportement parfaitement différent : l'importance du pétiole augmente avec la température, alors que celle de la tige diminue.

Au cours de la croissance, l'évolution des tissus conduit à une répartition différente de la matière sèche en fonction de la température des racines. Ainsi, à 15°C, les racines possèdent le moindre développement pendant toute la période végétative. Par contre, le pétiole apparaît toujours plus important à 30°C. A 12° et 15°C, les fruits représentent 55 à 60 p. 100 du poids sec d'un plant, au moment de la récolte des premiers fruits mûrs. Ce pourcentage se réduit à 45 p. 100 dans le cas des plantes à 18°C et tombe à moins de 40 p. 100 pour le traitement 30°C. En général, les faibles températures favorisent la fructification et les températures élevées augmentent l'importance de la partie végétative.

Teneur en eau.

Le pourcentage d'eau par unité de poids sec est d'autant plus réduit que la température est plus faible (tabl. 3). Il apparaît ainsi que 100 g de limbe sec sont accompagnés de 800 à 900 p. 100 d'eau pour les plantes sur substrat à 30°C alors que cette teneur devient inférieure à 500 p. 100 pour le traitement 12°C.

TABLEAU 3

Eau (p. 100 du poids sec) *et température des racines*

Organe	Date	12°C	15°C	18°C	30°C
Racine	16-4	1 282	1 659	2 000	2 272
	18-4	1 333	1 818	2 040	2 222
Limbe	16-4	469	562	729	840
	18-4	387	591	763	877

La faible teneur en eau et le caractère juvénile des feuilles constituent deux caractéristiques essentielles des plantes dont les racines sont maintenues à 12°C. Ainsi, les feuilles de la base restent fonctionnelles à 12°C alors qu'elles se dessèchent et tombent à 15°, 18° ou 30°C.

Les nombreuses observations antérieures, font apparaître une augmentation du poids sec avec l'accroissement de température jusqu'à un optimum au-delà duquel le poids sec décline. Ainsi CANNELL *et al.* (1963) ont observé une augmentation très importante de la matière sèche pour une culture de Tomate quand la température passe de 12,2° à 20°C sur sol. Au-delà de 20°C, la croissance de la Tomate est moindre. BOXALL (1962) obtient des résultats très voisins sur sol avec une autre variété de Tomate. PROEBSTING (1957) observe, sur une culture comportant 2 variétés de fraisiers, une température optimum proche de 25°C sur un mélange sol-vermiculite.

Les différentes réactions observées montrent que la réponse à une variation de la température des racines dépend du genre, de l'espèce ou de la variété. Mais il

existe une plage de température pour laquelle le changement de température affecte très peu le poids sec. Au cours de notre expérimentation, l'optimum de croissance est obtenu entre 15°C et 30°C, tandis que, précédemment, certains auteurs situaient cette plage aux environs de 20°C, et d'autres, entre 25 et 30°C pour la Tomate (COOPER, 1973). D'autre part, la température des racines affecte la répartition de la matière sèche entre les différents organes et la plupart des plantes ont un système radiculaire relativement plus développé aux faibles qu'aux fortes températures.

b) *Allongement de la tige.*

La figure 3 montre, en fonction du temps, l'évolution de la hauteur des plantes conduites sur une tige avec pincement précoce des bourgeons axillaires.

L'observation des graphiques montre que le traitement 12°C réduit fortement

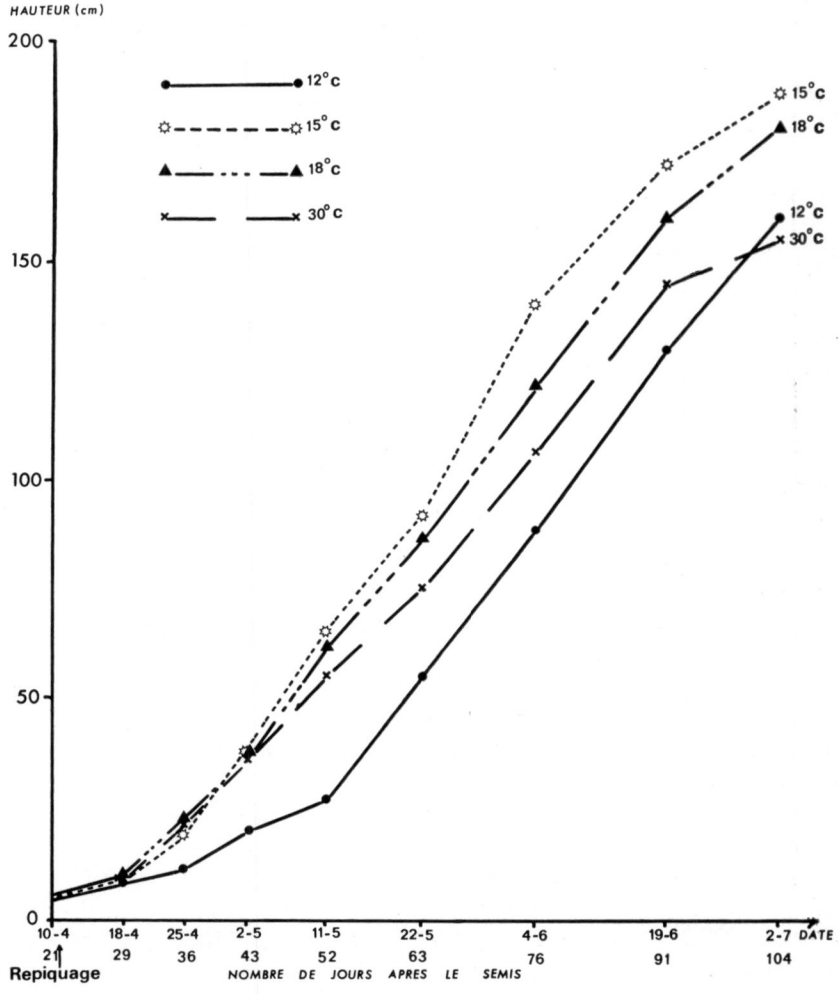


FIG. 3. — *Influence de la température des racines sur la hauteur des plantes*

et rapidement l'allongement de la tige. La différence de taille est visible dès les premiers jours. Par contre, pour les autres températures de substrat, la différenciation est plus lente à se montrer. Après un mois, les plantes à 15°C apparaissent les plus hautes, et avec l'augmentation de la température des racines, nous obtenons des plantes plus trapues. Nous retrouvons l'importance plus réduite de la tige à 30°C que nous avons déjà observée avec la répartition de la matière sèche dans les différents organes.

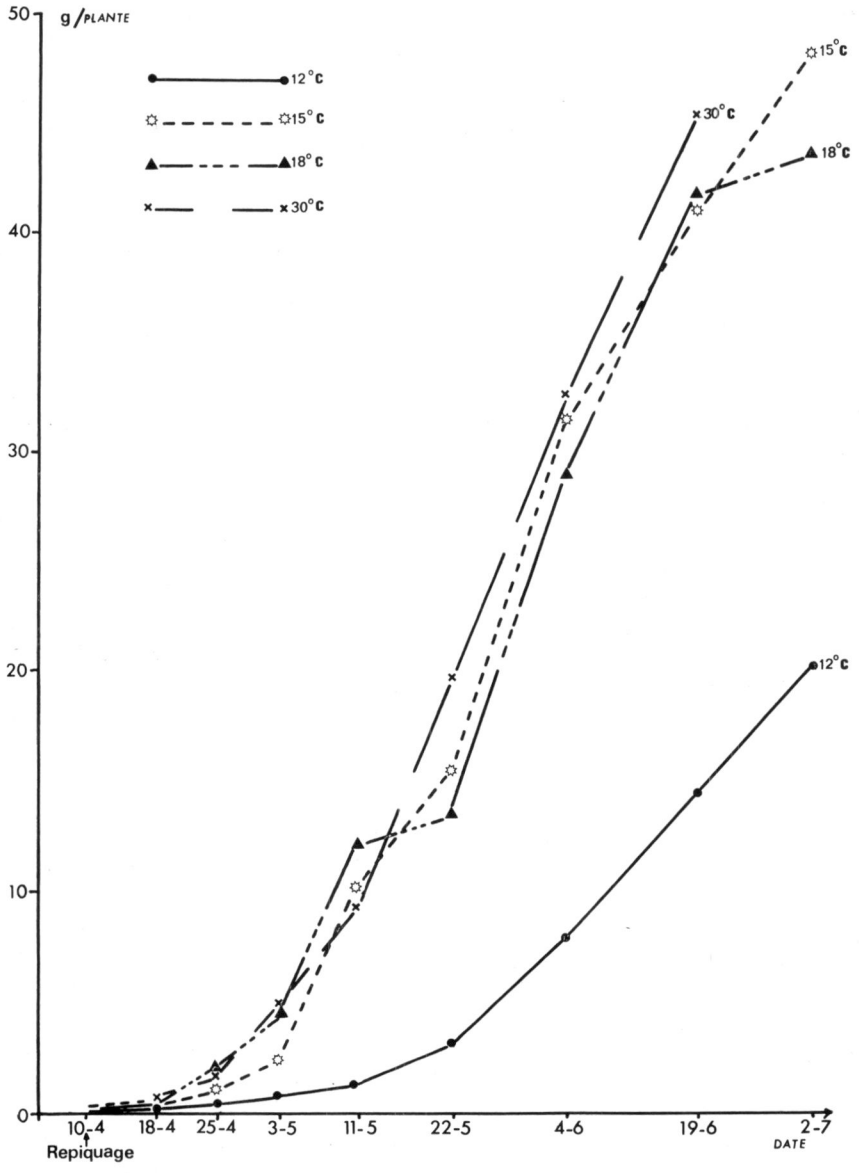


FIG. 4. — *Synthèse d'azote protéique et température des racines*

Contrairement aux résultats rapportés par COOPER (1973), il apparaît un maximum à 15°C avec une décroissance rapide pour les basses températures et une faible diminution jusqu'à 30°C. En effet, il est généralement admis que l'allongement de la tige augmente avec la température pour la plupart des plantes (Coton, Concombre, Riz, Tomate). Seules quelques espèces (Rosiers, Pomme de terre, Blé de printemps) sont caractérisées par une taille maximum à très faible température.

La hauteur de la tige peut être considérée comme le produit du nombre de nœuds par la longueur moyenne de l'entre-nœud. A 12°C, le nombre d'entre-nœuds et simultanément de feuilles est réduit ; il est inférieur de 20 à 30 p. 100 à celui observé aux températures plus élevées. La différence de taille relevée entre les températures 15°C, 18°C et 30°C est imputable à l'allongement différentiel des entre-nœuds.

L'allongement maximum à 15°C correspond à un étiolement relatif de la plante, le diamètre de la tige augmentant avec la température.

c) *Azote protéique.*

Parallèlement à l'augmentation du poids sec, qui n'est pas toujours un indice de croissance (lignification, accumulation de réserve), la détermination de l'azote protéique (fig. 4) permet de suivre plus précisément la synthèse de matière vivante. Les deux phénomènes présentent la même allure générale avec une différence extrêmement accusée entre le traitement 12°C et les autres températures.

L'absorption d'azote apparaît comparable pour les traitements 15°C, 18°C et 30°C avec cependant une répartition variable entre les organes. Ainsi, malgré une teneur plus faible en azote, les racines à 30°C exportent les plus fortes quantités de cet élément. En général, la partie végétative utilise d'autant plus d'azote que la température du substrat est plus élevée. Cette observation est liée à la plus forte production de matière sèche par la partie végétative quand la température du substrat s'élève.

Nous devons noter que la Tomate est une plante réduisant les nitrates principalement dans le feuillage ; aussi, en ce qui concerne les espèces réduisant les nitrates essentiellement dans les racines, l'effet des basses températures du substrat pourrait être plus dépressif sur le métabolisme azoté.

2. — *Développement*

a) *Floraison.*

La faible température du système racinaire affecte la floraison des plantes en agissant sur le nombre de fleurs par bouquet et surtout en retardant l'épanouissement des premières fleurs. Ce dernier phénomène prend de l'ampleur au cours du temps.

En moyenne, il apparaît 5 à 6 fleurs par bouquet à 12°C et 7 à 8 fleurs pour les autres températures. L'épanouissement de la première et de la dernière fleur du premier bouquet intervient au même moment pour toutes les températures. Mais ensuite, un retard à la floraison se révèle pour le traitement 12°C et s'accentue avec le temps. Ainsi, la première fleur du deuxième bouquet s'épanouit avec une semaine de retard et ce décalage atteint deux semaines pour le 5e bouquet.

BOXALL (1962) effectue des notations très voisines.

Pour la Tomate, la température agit essentiellement sur l'ampleur des phénomènes observés alors que d'autres espèces réagissent plus fortement. Ainsi PROEB-

STING (1957) a montré, sur plants de fraisiers, que les fleurs apparaissent uniquement sur les plantes dont la température des racines est inférieure à 18°C. De même, LIEBIG et CHAPMAN (1963) notent sur oranger une floraison très abondante à 14°C, plus faible à 22°C et nulle à 30°C sur deux types de sol différents.

Il apparaît ainsi que l'action de la température du substrat sur la floraison varie fortement et le comportement des espèces se révèle particulièrement différent. Notamment pour la Tomate, la température doit être supérieure ou égale à 15°C pour avoir une floraison maximum tandis que le Fraisier doit avoir ses racines à une température inférieure à 18°C.

b) *Fructification.*

Nous pouvons étudier uniquement la production précoce qui est maximum à 18°C et minimum à 12°C (fig. 5). Les traitements 15°C et 30°C occupent une position intermédiaire et comparable. La température des racines agit sur le nombre de fruits et sur leur poids moyen. Ces deux caractéristiques montrent une réponse identique à la température avec optimum à 18°C.

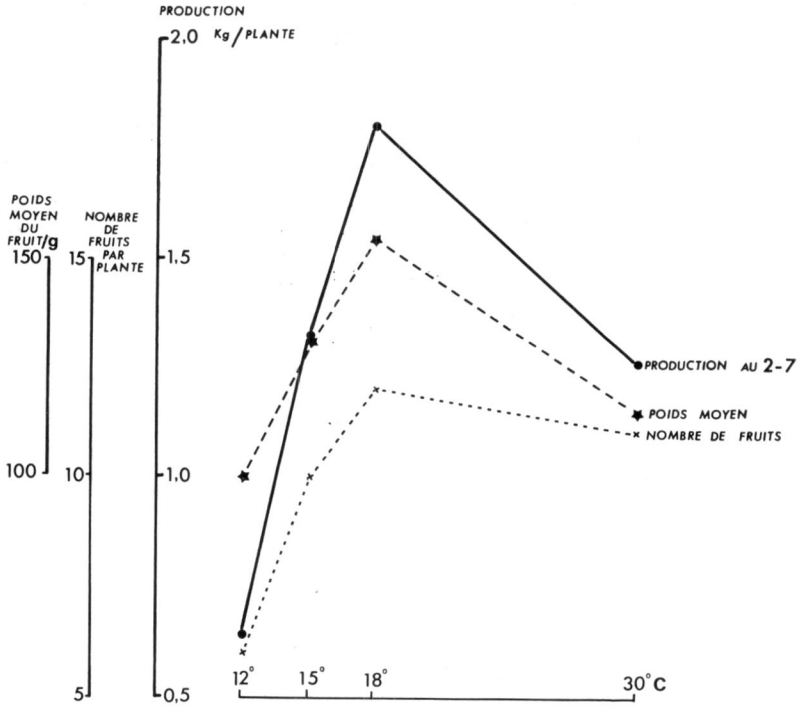


FIG. 5. — *Influence de la température des racines sur la production, le nombre et le poids moyen des fruits*

De plus la longueur de la période nouaison-maturité des fruits est assez voisine pour toutes les températures et égale à environ 40 jours.

Le développement semble peu affecté par la température du substrat puisque le temps nécessaire pour obtenir les premiers fruits mûrs est identique pour toutes les températures et seul le nombre de fruits par bouquet varie sensiblement.

Dans l'expérimentation actuelle, l'optimum de température se situe entre 15 et 18°C, puisqu'à ces températures, les fruits représentent plus de 50 p. 100 du poids sec de la plante ; tandis que ce pourcentage devient inférieur à 40 p. 100 pour les plantes dont les racines sont maintenues à 30°C malgré une production totale de matière sèche très voisine pour ces traitements (fig. 1 et 2). En outre, les fortes températures au niveau du système radiculaire favorisent la pourriture apicale des fruits (tabl. 4). A 12°C, il n'apparaît pas de « blossom and rot » sur les fruits, tandis que la température de 30°C provoque l'apparition de pourriture apicale sur plus de 50 p. 100 des fruits à différents stades de croissance.

TABLEAU 4

Température du substrat et pourriture apicale du fruit

Traitement (°C)	Nombre de fruits atteints	Nombre de fruits totaux	Pourcentage de fruits atteints
12	0	116	0
15	8	152	5,2
18	25	169	14,7
30	71	134	52,9

Dans des conditions expérimentales différentes, BOXALL (1962) trouve que la production de fruits est maximum entre 16° et 34°C. Cet optimum apparaît compatible avec celui mis en évidence par différents auteurs, et en particulier RIETHMANN (COOPER, 1973) quand l'expérimentation se fait sur sol.

La production des différentes plantes réagit à la température des racines mais, selon les espèces, la réponse est différente.

3. — *Nutrition*

La capacité de croissance d'une plante est déterminée par l'hérédité, mais la réalisation des potentialités génétiques est sous l'étroite dépendance des facteurs du milieu. En particulier, la température des racines exerce une influence très marquée sur l'absorption de l'eau et des éléments nutritifs.

a) *Absorption de l'eau.*

Les figures 6 et 7 donnent la consommation globale et le rythme d'absorption journalier de l'eau pour les différentes températures étudiées. Ces graphiques mettent en évidence une augmentation de la consommation en eau en fonction de la température du substrat, et surtout, montrent l'existence d'un seuil entre 12°C et 15°C. En effet, les consommations en eau sont très voisines pour les plantes dont le système radiculaire est situé à 15, 18 et 30°C, avec cependant une consommation supplémentaire à 30°C qui représente un supplément de 20 p. 100 par rapport à 15°C malgré un développement et une croissance très comparables. Mais à 12°C, l'absorption d'eau représente moins de 30 p. 100 de celle observée sur les plantes à 15°C.

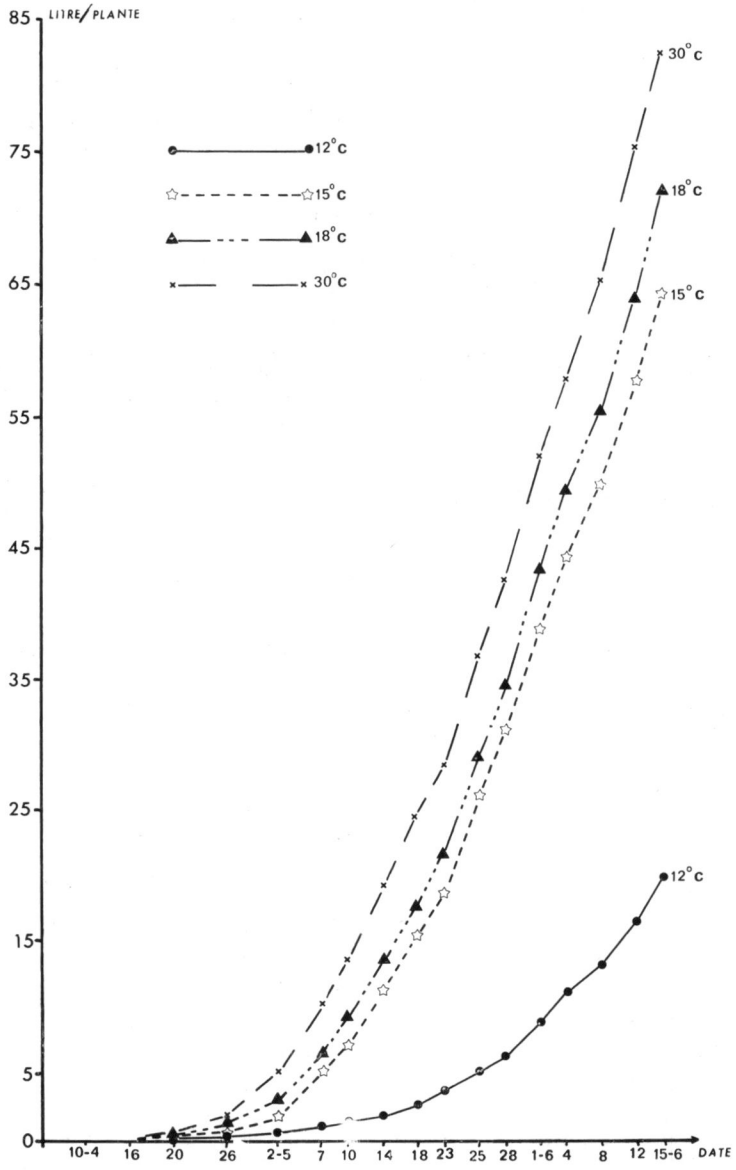


FIG. 6. — *Consommation en eau et température du substrat*

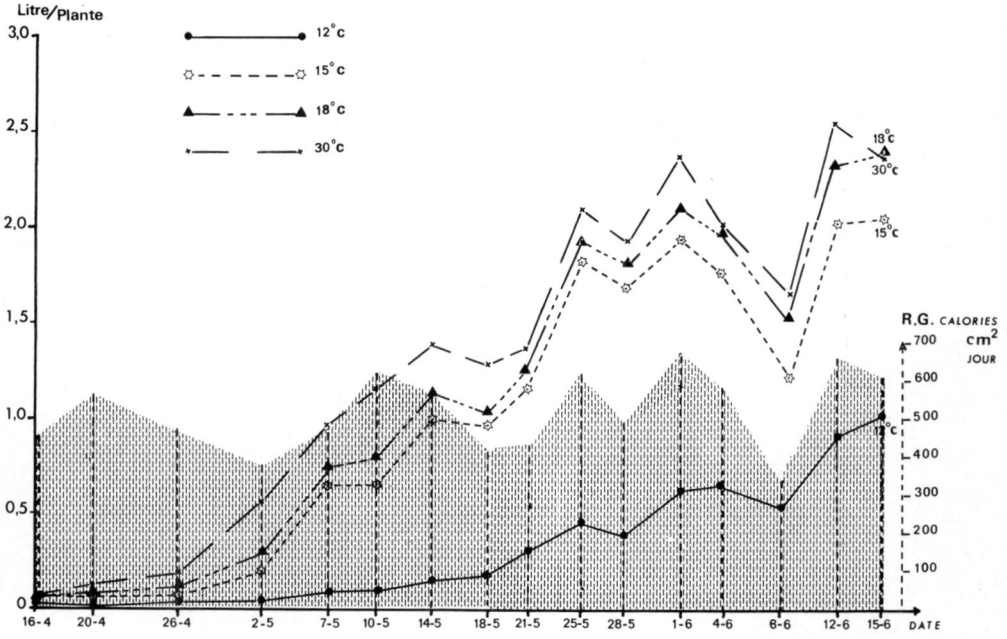


FIG. 7. — *Rythme de consommation en eau et température du substrat. Influence du rayonnement global*

Le rythme de consommation journalier apparaît fonction de l'importance de l'appareil végétatif, du rayonnement global et naturellement, du traitement effectué. Pour une même température des racines, du début de la croissance jusqu'à la floraison du 2e bouquet, seul le volume de la partie aérienne influence la consommation en eau. Ensuite, le rayonnement global marque fortement les prélèvements d'eau.

Nos résultats sont identiques à ceux obtenus par KRAMER (1942) sur Coton, Pastèque ət Chou avec le sol comme substrat. Il note la présence d'un seuil audessous duquel les prélèvements d'eau par la plante sont fortement réduits. Mais la valeur du seuil dépend fortement de l'espèce cultivée. Ainsi la forte réduction des prélèvements d'eau se situe aux environs de 15°C pour la Pastèque et le Coton, et à 5°C pour le Chou qui est une espèce de pays froids.

De nombreux auteurs (CANNEL *et al.*, 1963 ; COX et BOERSMA, 1967 ; ABDELHAFEEZ *et al.*, 1971 ; SINGH *et al.*, 1971) ont observé que les prélèvements d'eau augmentent avec la température. Ces résultats ont été obtenus sur sol avec différentes espèces (Blé, Maïs, Tomate, Trèfle).

Cet effet de la température des racines sur l'absorption de l'eau peut s'expliquer par divers processus : d'abord, un effet sur la diminution de perméabilité des couches cytoplasmiques cellulaires, ensuite, une augmentation de la viscosité du cytoplasme, et enfin, l'eau est deux fois plus fluide à 25°C qu'à 0°C (KRAMER, 1956). En outre, l'absorption d'eau par la plante est un phénomène qui dépend en partie de processus métaboliques, donc elle est influencée par la température.

La figure 8 donne la courbe de consommation en eau en fonction de la fluidité de la solution. Nous voyons que la liaison n'est pas linéaire mais cette courbe tend

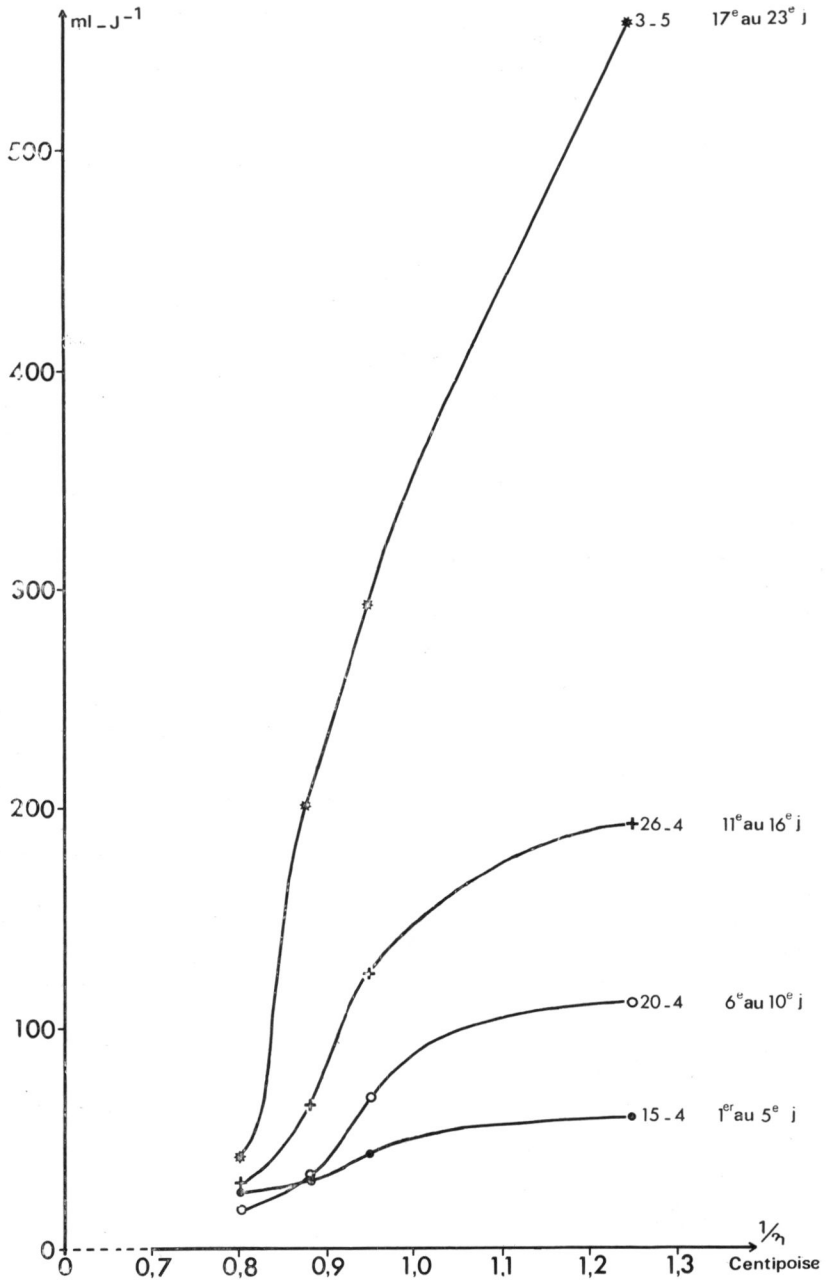


FIG. 8. — *Consommation en eau et viscosité de l'eau*

vers un maximum qui est en relation avec le stade phénologique et physiologique de la plante et avec la radiation globale.

Quand nous exprimons la consommation en eau de la plante par unité de poids du limbe, nous constatons qu'elle augmente avec la température du substrat. Ainsi, pour la période du 16 au 20 avril, la consommation journalière passe de 74 ml/g pour les plantes dont les racines sont maintenues à 12°C à 164 ml/g pour les plantes à 30°C. De même, pour une période de plus faible demande climatique, du 26 avril au 2 mai, nous trouvons une absorption de 25 ml/jour à 12°C et 59 ml/jour par gramme de matière sèche à 30°C.

L'absorption d'eau plus réduite entre le 6e et le 10e jour pour la forte viscosité (12°C) peut s'expliquer par l'existence d'une période d'adaptation du système racinaire alors que la demande de la partie aérienne s'élève toujours. De même, au 6e et au 8e jour, la teneur en eau des racines et des limbes apparaît fortement réduite à 12°C par rapport à 15°C, 18°C et 30°C (tabl. 3). Ainsi, la variation de consommation en eau paraît bien liée, en partie, à l'existence d'un frein au niveau des racines puisque la teneur en matière sèche des tissus diminue quand la consommation d'eau augmente. De plus, au moment de la floraison du premier bouquet, seules les plantes dont les racines sont à 12°C présentent un flétrissement très accentué au moment de la journée où la demande climatique est particulièrement élevée. Ce phénomène de flétrissement tend à prouver l'existence d'une barrière physiologique au niveau des racines.

b) *Alimentation minérale.*

Les tableaux 5 à 9 présentent l'évolution des taux d'azote, phosphore, potassium, calcium et magnésium au cours du temps pour les différents organes de la Tomate.

Les teneurs en éléments minéraux sont généralement les plus faibles à 12°C, mais restent toujours supérieures à celles observées sur des plantes provenant de culture en plein champ et sont comparables à celles des plantes de serre à l'exception du calcium (tabl. 10).

L'analyse des résultats conduit à distinguer les effets de la température du substrat sur les racines et sur la partie aérienne de la plante.

Dans les racines, le pourcentage des différents constituants minéraux ne subit pas de variation en fonction de l'époque de prélèvement, mais le comportement de l'azote s'avère singulier. En effet, pendant toute la période végétative, sa teneur augmente en général quand la température des racines diminue. Par contre, le taux des autres éléments majeurs de la plante est minimum à 12°C, à l'exception de K, au cours de la première période de croissance. Ensuite, cette différence disparaît, plus ou moins rapidement, selon l'élément considéré. Pendant cette période qui suit la mise en place de l'essai, la teneur en phosphore et en potassium présente un optimum à 18°C tandis que celle de calcium et de magnésium est maximum à 15°C. Mais durant la plus grande partie de la croissance du végétal, il n'est pas possible d'établir une hiérarchie valable sur les effets des divers traitements.

Les différents organes de la partie aérienne subissent une évolution assez sensible de leur composition minérale en fonction des stades physiologiques et des traitements appliqués.

TABLEAU 5

Évolution de la teneur en azote
(p. 100 de matière sèche)

Date	Trait.	Racine	Tige	Pétiole	Limbe	Bouquet	Fruit	Fruit mûr
18-4	12°	4,9	2,8		3,2			
	15°	4,0	3,4		4,5			
	18°	4,5	4,0		5,3			
	30°	3,3	4,4		5,9			
25-4	12°	5,1	2,4	2,2	2,8			
	15°	3,3	3,8	4,2	4,8			
	18°	4,6	4,4	4,6	5,4			
	30°	4,0	4,1	4,7	4,6			
2-5	12°	5,4	2,8	3,0	3,7			
	15°	5,0	3,8	3,9	6,2			
	18°	4,7	3,7	4,4	6,0			
	30°	3,9	3,6	4,4	4,4			
11-5	12°	6,0	2,6	2,9	4,2	4,6		
	15°	4,7	3,3	3,8	5,7	4,0		
	18°	4,8	3,4	4,2	5,7	4,4		
	30°	4,0	3,5	4,0	5,7	4,9		
22-5	12°	5,0	2,0	2,3	4,6	2,4		
	15°	4,7	3,2	3,0	5,1	2,8		
	18°	4,4	2,6	2,9	4,4	2,7		
	30°	3,4	2,6	3,2	4,6	2,5		
4-6	12°	4,3	1,3	1,8	3,9	2,1	2,0	
	15°	4,1	1,8	3,1	3,8	2,3	2,3	
	18°	4,1	2,1	3,6	3,7	2,6	2,5	
	30°	3,6	1,7	2,9	3,6	2,5	2,4	
19-6	12°	4,3	1,6	2,1	3,6	2,0	2,0	2,1
	15°	4,0	1,5	2,9	3,4	2,0	2,2	2,7
	18°	3,7	1,5	2,7	3,3	2,1	2,0	2,6
	30°	3,6	1,6	2,8	3,5	2,3	2,2	2,3
2-7	12°	4,8	1,5	1,5	3,3	2,0	1,2	2,3
	15°	4,4	1,6	2,6	3,3	2,1	1,4	2,3
	18°	3,8	1,4	2,5	3,0	1,6	1,8	2,0
	30°							

TABLEAU 6

Évolution de la teneur en phosphore
(p. 100 de matière sèche)

Date	Trait.	Racine	Tige	Pétiole	Limbe	Bouquet	Fruit	Fruit mûr
18-4	12°		0,34		0,34			
	15°	1,08	0,49		0,58			
	18°	1,19	0,65		0,79			
	30°	1,20	1,06		1,23			
25-4	12°	0,86	0,29	0,37	0,35			
	15°	1,10	0,54	0,60	0,58			
	18°	1,29	0,74	0,80	0,77			
	30°	1,10	1,06	1,02	1,06			
2-5	12°	0,88	0,32	0,43	0,45			
	15°	1,00	0,67	0,72	0,86			
	18°	1,03	0,82	0,74	0,76			
	30°	0,94	0,90	0,77	0,93			
11-5	12°	0,99	0,34	0,42	0,51	1,00		
	15°	1,17	0,70	0,69	0,74	0,90		
	18°	1,04	0,80	0,84	0,86	0,92		
	30°	1,21	1,22	1,25	1,25	1,15		
22-5	12°	1,12	0,42	0,54	0,70	0,67		
	15°	1,28	0,88	0,86	0,88	0,79		
	18°	1,22	0,98	0,96	0,87	0,77		
	30°	1,06	1,16	1,14	1,14	0,83		
4-6	12°	1,14	0,46	0,56	0,72	0,54	0,57	
	15°	1,19	0,74	0,74	0,72	0,48	0,48	
	18°	0,98	0,88	0,85	0,82	0,64	0,64	
	30°	0,74	0,88	1,20	1,06	0,74	1,24	
19-6	12°	1,04	0,48	0,48	0,78	0,49	0,54	0,48
	15°	1,12	0,73	0,78	0,80	0,57	0,62	0,69
	18°	1,14	0,83	0,82	0,95	0,61	0,42	0,43
	30°	1,00	0,80	0,92	1,11	0,65	0,54	0,69
2-7	12°	1,16	0,46	0,45	0,63	0,48	0,51	0,45
	15°	0,80	0,65	0,58	0,52	0,35	0,53	0,54
	18°	0,94	0,73	0,82	0,58	0,62	0,32	0,42
	30°							

TABLEAU 7

Évolution de la teneur en potassium
(p. 100 de matière sèche)

Date	Trait.	Racine	Tige	Pétiole	Limbe	Bouquet	Fruit	Fruit mûr
18-4	12°		5,6		2,0			
	15°	5,4	11,6		2,6			
	18°	6,7	10,8		3,8			
	30°	2,8	11,2		4,1			
25-4	12°	4,5	5,6	8,0	1,8			
	15°	6,0	9,6	10,2	3,2			
	18°	7,4	10,1	10,2	3,6			
	30°	3,9	10,4	10,2	3,8			
2-5	12°	5,6	4,8	8,8	2,1			
	15°	7,4	9,8	10,2	5,2			
	18°	7,4	10,9	12,1	4,8			
	30°	5,2	10,3	11,8	5,2			
11-5	12°	7,8	4,6	8,6	2,5	3,6		
	15°	8,2	8,4	11,3	5,2	6,4		
	18°	7,5	8,2	10,0	5,3	6,3		
	30°	6,6	9,5	11,1	11,1	6,3		
22-5	12°	8,2	4,0	7,6	3,2	4,7		
	15°	7,7	8,1	11,0	6,3	6,3		
	18°	7,5	8,0	10,5	6,7	6,2		
	30°	6,4	7,7	10,2	6,3	5,7		
4-6	12°	7,7	4,3	7,4	3,7	3,6	4,9	
	15°	6,1	6,0	10,1	6,1	4,1	5,2	
	18°	5,4	6,4	8,8	6,1	4,6	5,3	
	30°	5,0	4,6	8,2	5,0	4,0	6,4	
19-6	12°	5,5	3,8	7,0	3,9	3,0	4,5	4,7
	15°	7,3	4,7	8,0	5,1	3,5	5,1	5,6
	18°	5,7	4,9	8,0	5,2	3,5	4,5	5,6
	30°	4,3	3,9	7,7	4,9	3,3	3,9	4,7
2-7	12°	7,7	2,8	5,3	2,8	2,5	3,5	4,2
	15°	6,0	4,8	7,9	5,0	3,0	4,1	3,7
	18°	6,8	3,9	6,2	5,0	3,4	4,6	3,6
	30°							

TABLEAU 8

Évolution de la teneur en calcium
(p. 100 de matière sèche)

Date	Trait.	Racine	Tige	Pétiole	Limbe	Bouquet	Fruit	Fruit mûr
18-4	12°		1,12		1,6			
	15°	0,76	1,7		2,3			
	18°	0,50	2,1		3,2			
	30°	0,65	1,9		2,7			
25-4	12°	0,40	1,1	1,4	1,5			
	15°	0,65	1,6	2,1	2,6			
	18°	0,70	1,9	2,6	3,3			
	30°	0,75	1,5	2,4	3,0			
2-5	12°	0,55	1,1	1,4	1,6			
	15°	0,80	1,6	2,1	3,6			
	18°	0,55	1,8	2,5	3,4			
	30°	0,65	1,6	2,1	3,0			
11-5	12°	0,70	1,0	1,6	1,9	1,6		
	15°	0,65	1,5	2,2	3,3	0,90		
	18°	0,55	1,6	2,3	3,4	0,80		
	30°	0,55	1,8	2,3	3,3	0,70		
22-5	12°	0,50	1,3	2,0	2,5	0,95		
	15°	0,75	1,8	2,4	3,8	0,90		
	18°	0,60	2,1	2,7	3,8	0,80		
	30°	0,90	1,9	2,5	3,9	0,75		
4-6	12°	0,55	1,2	2,4	4,0	1,0	0,16	
	15°	0,80	1,2	2,4	4,0	0,80	0,11	
	18°	0,80	1,6	2,4	3,7	0,60	0,08	
	30°	0,80	0,90	2,2	3,8	0,40	0,10	
19-6	12°	0,50	1,1	2,4	4,4	0,90	0,12	0,17
	15°	0,75	1,1	2,5	4,9	0,80	0,085	0,11
	18°	1,1	1,4	2,6	4,5	0,80	0,10	0,075
	30°	1,3	1,3	2,3	4,0	0,60	0,075	0,08
2-7	12°	0,6	1,4	2,8	5,1	1,0	0,135	0,125
	15°	0,90	1,1	2,6	4,8	0,64	0,055	0,055
	18°	0,70	1,0	2,3	4,7	0,85	0,07	0,09
	30°							

TABLEAU 9

Évolution de la teneur en magnésium
(p. 100 de matière sèche)

Date	Trait.	Racine	Tige	Pétiole	Limbe	Bouquet	Fruit	Fruit mûr
18-4	12°		0,43		0,36			
	15°	0,46	0,65		0,52			
	18°	0,35	0,80		0,67			
	30°	0,35	0,70		0,62			
25-4	12°	0,24	0,40	0,50	0,32			
	15°	0,49	0,61	0,72	0,53			
	18°	0,66	0,68	0,90	0,65			
	30°	0,45	0,62	0,95	0,68			
2-5	12°	0,30	0,37	0,45	0,36			
	15°	0,64	0,58	0,85	0,70			
	18°	0,55	0,65	0,95	0,71			
	30°	0,80	0,64	0,84	0,74			
11-5	12°	0,35	0,38	0,58	0,44	0,60		
	15°	0,44	0,49	0,69	0,63	0,43		
	18°	0,53	0,62	0,95	0,71	0,45		
	30°	0,34	0,59	1,00	0,80	0,45		
22-5	12°	0,29	0,36	0,65	0,45	0,24		
	15°	0,38	0,51	0,68	0,68	0,28		
	18°	0,35	0,58	0,90	0,70	0,24		
	30°	0,29	0,60	1,00	0,80	0,27		
4-6	12°	0,26	0,34	0,80	0,65	0,31	0,21	
	15°	0,36	0,35	0,62	0,60	0,24	0,25	
	18°	0,40	0,45	0,83	0,68	0,21	0,24	
	30°	0,28	0,38	1,00	0,77	0,24	0,24	
19-6	12°	0,20	0,30	0,74	0,60	0,22	0,19	0,19
	15°	0,26	0,28	0,77	0,68	0,21	0 ,20	0,21
	18°	0,31	0,34	0,88	0,66	0,18	0,21	0,20
	30°	0,41	0,29	0,91	0,71	0,22	0,20	0,21
2-7	12°	0,21	0,32	0,93	0,61	0,25	0,17	0,19
	15°	0,29	0,28	0,62	0,64	0,17	0,17	0,19
	18°	0,31	0,29	0,83	0,50	0,18	0,18	0,19
	30°							

TABLEAU 10

Absorption des éléments nutritifs sur différents substrats
(p. 100 du limbe sec)

Type de culture	N	P	K	Ca	Mg
Plein champ	2,9	0,19	1,4	2,9	0,34
Serre	5,0	0,50	2,8	5,0	0,40
Solution nutritive à 12°C	4,2	0,51	2,5	1,0	0,44

La tige présente une tendance générale à s'appauvrir au cours de la végétation à l'exception du phosphore pour lequel il existe un enrichissement dans les traitements 12°, 15° et 18°C quand les tissus vieillissent. En outre, la température de 12°C au niveau des racines réduit le pourcentage des différents constituants chimiques pendant toute la durée de nos observations. Cette différence est particulièrement importante pour le phosphore. Mais les taux de potassium, calcium et magnésium sont aussi affectés en début de période végétative.

L'évolution physiologique du pétiole n'est pas nette pour la plupart des éléments minéraux. Mais la plus faible température des racines réduit les teneurs en azote, phosphore et potassium pendant toute la durée de l'essai et celles du calcium et magnésium au début du traitement.

Pour le limbe, il se produit une accumulation de potassium et de calcium au cours du temps; par contre, le pourcentage d'azote diminue quand la plante augmente de poids. La teneur en phosphore et magnésium du traitement 12°C subit une majoration au cours du temps. Le traitement 12°C provoque une différence extrêmement nette pendant la première période végétative qui dure environ un mois et demi. Ensuite, cette différence persiste uniquement pour le potassium.

En général, la teneur en azote de tous les organes diminue, ce qui traduit une réduction progressive de la croissance. En outre, il se manifeste un effet très marqué de la température 12°C sur la teneur des différents éléments minéraux, mais il est difficile de distinguer l'action particulière des traitements 15°, 18° et 30°C. Seul le taux de phosphore augmente avec la température pour les différents organes.

La composition minérale des fruits ne subit aucune variation sensible sous l'influence des diverses températures malgré des variations parfois très importantes de la partie végétative. Seul le calcium semble très légèrement plus concentré dans les fruits provenant des plantes dont les racines sont maintenues à 12°C.

Les travaux antérieurs montrent une très grande diversité de résultats avec une échelle de température étudiée qui s'étale de 5° à 40°C. Selon l'espèce considérée, le substrat utilisé et l'élément étudié, il existe une corrélation positive ou négative entre la température des racines et la teneur en éléments minéraux.

Mais les effets de la température sur la composition minérale de la plante ont surtout été étudiés dans le cas d'expériences conduites sur sol. Aussi convient-il de ne pas oublier que les conséquences observées proviennent d'un effet direct sur la plante, mais encore, de l'action indirecte sur la disponibilité des éléments minéraux.

En ce qui concerne les racines, nos résultats correspondent dans l'ensemble aux données antérieures de CANHAM (1958) obtenues sur Tomate, et aux déterminations de EPSTEIN (1971) sur Pomme de terre. Par contre, les travaux de NIELSEN *et al.* (1960) sur Luzerne ont donné des résultats parfaitement opposés pour le pourcentage d'azote, et identiques pour le phosphore et le potassium. Mais pour les légumineuses, la présence de bactéries symbiotiques modifient surtout les phénomènes de la nutrition azotée.

La teneur en éléments minéraux des feuilles a été souvent étudiée à un stade physiologique précis sans noter l'évolution dans le temps. Aussi il apparaît difficile d'effectuer des comparaisons entre tous ces résultats. Néanmoins, l'azote et le phosphore apparaissent être dans la plupart des cas une fonction croissante de la température pour diverses espèces végétales : Dactyle (FINN et MACK, 1964), Maïs (WALKER, 1969), Chou (DELVALLE, 1967) et Tomate (CANNEL *et al.*, 1963 ; MARTIN et WILCOX, 1963). Mais NIELSEN *et al.* (1961) ont observé une diminution du taux d'azote et de phosphore quand la température augmente, même en présence d'une fumure phospho-azotée.

Pour le potassium, le calcium et le magnésium, les résultats apparaissent extrêmement divergents. Ainsi, pour la Tomate et le Maïs, selon les auteurs, la teneur des feuilles en ces éléments semble une fonction croissante ou décroissante de la température, et parfois même, aucune variation n'est mise en évidence (CANHAM, 1958 ; NIELSEN *et al.*, 1960 ; CANNEL *et al.*, 1963 ; MARTIN et WILCOX, 1963).

COOPER a tenté une généralisation en proposant une division des espèces entre quatre types dont les deux extrêmes se définissent ainsi :

1) le taux des éléments diminue avec une température croissante,
2) le taux des éléments est maximum à très forte température.

Les deux types intermédiaires ont deux plages de teneur maximum à basse et haute température avec un minimum intermédiaire accentué.

Nos résultats ne mettent pas en évidence de tendance nette ; le taux maximum des éléments nutritifs est fonction de l'organe, du stade physiologique et de la température utilisée, à l'exception du phosphore et de l'azote. Dans le cas du phosphore, le taux augmente avec la température pour tous les organes étudiés. Pour l'azote, nous avons observé que la teneur devient maximum pour les racines et minimum pour la partie aérienne à 12°C. Le métabolisme azoté est ainsi modifié puisqu'il apparaît une accumulation relative de cet élément dans les racines avec parallèlement un appauvrissement des parties aériennes à 12°C. Comme un déficit d'alimentation azotée entraîne une diminution marquée de l'absorption d'eau (MINGEAU et ROBELIN, 1972), cet effet de la température sur la nutrition azotée peut être une cause de croissance différenciée.

IV. — CONCLUSION

La température du substrat constitue l'un des facteurs édaphiques des plus importants pour la croissance et le développement de la plante. La connaissance de ses effets permet d'améliorer les conditions de production en cultures maraîchères où l'artificialisation du milieu s'accentue fortement.

L'étude que nous avons réalisée en serre dans des conditions expérimentales partiellement contrôlées, permet d'effectuer diverses observations sur les réactions du végétal aux variations de la température des racines entre 12°C et 30°C.

La présence d'un seuil de croissance très marqué situé entre 12°C et 15°C est mise en évidence par l'évolution, au cours du temps, des courbes d'accumulation de matière sèche et d'azote protéique. Une croissance très comparable apparaît entre les traitements 15°C, 18°C et 30°C avec, cependant, un allongement de la tige qui est maximum à 15°C. Avec des expériences de longue durée conduites sur sol, la croissance maximum est obtenue entre 25 et 30°C en général. Mais ce résultat provient de la conjonction des effets directs et indirects sur le végétal.

Les phénomènes de floraison et de nouaison ne sont pas sensiblement marqués par les variations de température des racines, seules l'ampleur et la durée de la floraison sont modifiées ; l'intervalle 15-18°C apparaît être le plus favorable. Les études sur sol fournissent des résultats différents puisque la production maximum est obtenue avec une température des racines d'environ 30°C.

La réduction de consommation en eau avec l'abaissement de température devient très importante entre 12°C et 15°C pour la Tomate qui possède, à ce point de vue, un comportement comparable à la Pastèque et au Coton. Par contre, le seuil se situe à une très faible température pour le Chou qui est une plante plus résistante au froid. Il apparaît que le système racinaire offre une résistance considérable aux mouvements de l'eau.

La nutrition minérale est nettement moins affectée par l'abaissement de la température des racines. Il semble nécessaire de faire une distinction entre l'absorption et la migration des éléments nutritifs. En effet, les différences de concentration deviennent surtout importantes dans les organes aériens de la plante. Au niveau des racines, les taux d'azote diminuent quand la température augmente. De même, le pourcentage de potassium est minimum pour les plantes dont le système racinaire est situé à 30°C. Par contre, les teneurs en éléments minéraux de la tige, des feuilles et des fruits se montrent la plupart du temps plus réduites à 12°C. Seule la teneur en phosphore augmente dans tous les organes quand la température des racines passe de 12°C à 30°C.

Ces conclusions apportent des éléments de réponse pour expliquer les effets très nets du paillage plastique au printemps. Au champ, nous avons pu vérifier cette action immédiate du mulching en obtenant, avec un paillage initial de durée limitée à 20 jours, un effet comparable au paillage permanent de la culture.

Mais les résultats particulièrement nets de l'action de la température du substrat sur la croissance, soulèvent de nombreux problèmes. En particulier, l'étude des réactions de différentes espèces végétales aux variations de la température des racines doit être poursuivie pour déterminer la valeur du seuil à partir duquel se produit la réduction de croissance. Parallèlement, les différences d'absorption d'eau suggèrent une action de la viscosité de l'eau mais surtout une perméabilité variable des racines en relation avec la constitution de la membrane cellulaire et la viscosité du cytoplasme.

Reçu pour publication en juin 1974.

SUMMARY

BEHAVIOUR OF THE TOMATO IN TERMS OF SUBSTRATE TEMPERATURE

The reactions of the tomato plant to different substrate temperatures are measured during a trial under glasshouse. The presence of a very pronounced growth threshold situated between 12°C and 15°C is shown by the evolution, in course of time, of the dry matter and proteinic nitrogen accumulation curves. There appears to be very comparable growth for 15°C, 18°C and 30°C treatments. The development phenomena are less marked by the root temperature variations.

Concurrently, the reduction in water consumption with the fall in temperature becomes very considerable for the tomato between 12°C and 15°C.

Mineral nutrition is clearly less affected by the fall in root temperature. It appears necessary to make a distinction between absorption and migration of nutritive elements. Indeed, the differences in concentration become particularly important in the aerial organs of the plant.

ZUSAMMENFASSUNG

DAS VERHALTEN DER TOMATENPFLANZEN GEGENÜBER DER SUBSTRATTEMPERATUR

Das Verhalten der Tomatenpflanze gegenüber verschiedenen Temperaturen des Substrats. wird anhand eines Treibhausversuchs gemessen. Das Vorhandensein einer sehr ausgeprägten Wachstumsschwelle zwischen 12°C und 15°C wird durch den Verlauf der Kurven für die Zunahme der Trockensubstanz und des Eiweiss-Stickstoffs sichtbar. Das Wachstum bei 15°C, 18°C und 30°C ist sehr ähnlich. Die Erscheinungen der Entwicklung werden durch die verschiedenen Wurzeltemperaturen nicht spürbar beeinflusst.

Parallel dazu prägt sich die Verminderung der Wasseraufnahme mit sinkender Temperatur zwischen 12°C und 15°C für die Tomatenpflanze sehr stark aus.

Der Netto-Mineralstoffwechsel wird durch sinkende Wurzeltemperatur weniger beeinträchtigt. Es scheint notwendig, zwischen Aufnahme und Transport der Nährstoffe zu unterscheiden. Die Unterschiede in der Konzentration wirken sich in den oberirdischen Teilen der Pflanze besonders stark aus.

РЕЗЮМЕ

Поведение растений томата в зависимости от температуры субстрата.

П. КОРНИЙОН.

В опытах проведенных в теплице изучались реакции растений томата на различные температуры субстрата. Эволюция во времени кривых накопления растениями сухого вещества и белкового азота четко указывает на существование известного порога роста, находящегося между 12° и 15°. Более или менее одинаковый рост отмечается при 15°, 18°, и 30°. Явления развития не отличаются чувствительностью к изменениям температуры корней.

Сокращение-же потребления влаги растениями при понижении температуры субстрата, становится явным между 12° и 15° для томата.

Минеральное питание растений затрагивается гораздо менее понижением температуры корней, и тут необходимо провести различие между поглощением и миграцией питательных элементов. Самые крупные различия концентраций отмечались действительно в водушных органах растений.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ABDEL HAFEEZ A. T., HARSSEMA H., VERI G., VERKERK K., 1971. Effects of soil and air temperature on growth, development and water use of tomatoes. *Neth. J. Agric. Sci.*, **19**, 67-75.

A. O. A. C., 1970. *Official methods of analysis.* Washington D. C.

BOXALL, 1962. Some effects of soil temperature on growth of tomato. *XVI Intern. Hort. Congress*, II, 259-265.

BRUN R., 1968. *Utilisation des films plastiques souples dans le Sud de la France*, S. E. I., Montfavet, 1-15.

CANHAM A. E., 1958. Soil temperature and plant growth. *XVe Intern. Hort. Congress.*, 440-451.

CANNELL G. H., BINGHAM F. T., LINGLE J. C., GARBER M. J., 1963. Yield and nutrient composition of tomatoes in relation to soil temperature, moisture and phosphorus levels. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **27**, 560-565.

C. I. I., 1973. Méthodes de référence pour la détermination des éléments minéraux dans les végétaux. *Oléagineux*, **28**, 2, 87-92.

COOPER A. J., 1973. *Root temperature and plant growth.* C. A. B., East Malling, Kent, **4**, 1-72.

CORNILLON P., 1974. Effet du paillage plastique sur une culture de Tomate. *C. R. Acad. Agric.*, (à paraître).

COX L. M., BOERSMA L., 1967. Transpiration as a function of temperature and soil water stress. *Plant Physiol.*, **42**, 550-556.

DELVALLE C. G., HARMON S. A., 1967. Collard growth and mineral composition as influenced by soil temperature and two fertility levels. *Proc. Amer. Soc. Hort. Sci.*, **91**, 347-352.

DEVLIN R. M., 1968. *Plant Physiology.* Reinhold Book Corporation, New York, 172.

EHRLER W. C., 1963. Water absorption of alfalfa as affected by low root temperature and other factors of a controlled environment. *Agron. J.*, **55**, 363-366.

EPSTEIN E., 1971. Effect of soil temperature on mineral element composition and morphology of the potato plant. *Agron. J.*, **63**, 664-666.

FINN B. J., MACK A. R., 1964. Differential response of orchard grass (dactyle) to nitrogen and phosphorus under controlled soil temperature. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **28**, 782-785.

KRAMER P. J., 1942. Species differences with respect to water absorption at low soil temperature. *Am. J. Bot.*, **29**, 828-832.

KRAMER P. J., 1956. Physical and physiological aspects of water absorption. *Encycl. Plant Physiol.*, **3**, 124-129, Springer-Verlag, Berlin.

LIEBIG G. F., CHAPMAN H. D., 1963. The effect of variable root temperatures on the behavior of young Navel orange trees in a greenhouse. *Proc. Amer. Soc. Hort. Sci.*, **82**, 204-209.

MARTIN G. C., WILCOX G. E., 1963. Critical soil temperature for tomato plant growth. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **27**, 565-567.

MINGEAU M., ROBELIN M., 1972. Le transfert de l'eau dans la plante : action particulière de la nutrition azotée. *Ann. agron.*, **23**, 419-427.

NIELSEN K. F., HALSTEAD R. L., MCLEAN A. J., HOLMES R. M., BOURGET S. T., 1960. Effects of soil temperature on the growth and chemical composition of lucerne. *Proc. 8th Int. Grassland Congr.*, 287-292.

NIELSEN K. F., HALSTEAD R. L., MCLEAN A. J., 1961. The influence of soil temperature on the growth and mineral composition of corn, bromegrass and potatoes. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **25**, 369-372.

NIELSEN K. F., HUMPHRIES E. C., 1966. Effects of root temperature on plant growth. *Soils Fertil.*, **29**, 1-7.

PROEBSTING E. L., 1957. The effect of soil temperature on the mineral nutrition of strawberry. *Proc. Amer. Soc. Hort. Sci.*, **69**, 278-281.

SINGH N. T., CHANDHARY T. N., SINGH G., 1971. Water absorption by seeds as affected by soil temperature. *Plant and Soil*, **35**, 189-192.

WALKER J. M., 1969. One degree increments in soils temperatures effect maize seedling behavior. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **33**, 729-736.

SAMIE C., de VILLELE O., CONUS G., FERREN J. C., Mme POLLIZANO Ch. (Bioclimatologie), DAUPLE P., VERGNIAUD P., LAURENT R., COIRIER J. M. (S. E. I.) et CORNILLON P. (Agronomie), 1971. Essai de technique culturale sur tomates primeurs de plein champ. *Plasticulture*, **12**, 24-53.

RECOMMANDATIONS AUX AUTEURS

Le manuscrit doit être dactylographié sur papier format 21 × 29,7, avec un double interligne, au recto seulement. Chaque page sera numérotée et des feuilles *séparées* seront utilisées pour les références bibliographiques, les tableaux, les légendes des figures et graphiques, etc.

Au début de chaque mémoire, on indiquera : — *le titre du mémoire :* il ne devra pas comporter d'abréviations ni de formules chimiques (sauf pour les isotopes) ; — *le nom des auteurs,* précédé des initiales du prénom pour les hommes, du prénom complet pour les femmes ; — *le nom des techniciens* ayant collaboré à l'étude relatée, précédé de la mention : avec la collaboration technique de... ; — *le nom de l'établissement,* dans lequel ont été effectuées les recherches et son adresse.

Les mémoires seront rédigés, autant que possible, d'après le plan ci-dessous :
a) *résumé :* (250 mots max.) suffisamment précis pour que sa lecture renseigne sur la nature du travail et son importance ; b) *introduction* dans laquelle on indique l'objet des recherches entreprises en relation avec les travaux déjà effectués dans le domaine ; c) *techniques expérimentales et matériel utilisé,* en donnant, sous une forme concise, tous les détails nécessaires pour que le lecteur puisse répéter les expériences ; d) *résultats,* à présenter de la manière la plus brève possible ; e) *discussion et conclusions ;* f) *titre et résumé* en anglais ou destinés à être traduit en anglais comportant une analyse *complète* de l'article ; g) *remerciements* pour les collaborations, les fonds, les dons... ; h) *références bibliographiques.*

Les travaux originaux en anglais doivent présenter la même composition que les mémoires rédigés en français, mais ils comportent obligatoirement un résumé français *très complet.* Les figures, graphiques, tableaux et photographies seront sous-titrés en français.

Pour les autres documents (notes, mises au point, revues, rapports, etc.) l'auteur devra suivre un plan logique et le mettre en évidence par une titration appropriée.

Les références bibliographiques doivent être citées dans le texte de la manière suivante : (Dupont et Duval, 1954). Lorsque la référence comporte plus de trois auteurs, seul le premier auteur sera mentionné, suivi de *et al.* A la fin de l'article, les références constituant la bibliographie doivent être citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, et par ordre de dates pour un même auteur.

Pour les articles : le (s) nom (s) de (s) auteur (s) suivi (s) des initiales du (des) prénom (s) ; la date de parution de l'article ; le titre de l'article (dans la langue originale pour l'allemand, l'anglais, l'italien, l'espagnol et en français dans tous les autres cas, avec indication entre parenthèses de la langue d'origine, sauf si l'auteur étranger a sous-titré dans l'une des quatre langues mentionnées) ; le titre du périodique en abrégé, selon la *World List of Scientific Periodicals,* ou le *Bulletin Signalétique du C. N. R. S.* ; le volume ; la première et la dernière page de l'article.

Pour les ouvrages : le nom de l'auteur avec les initiales du prénom ; la date de l'édition ; le titre complet de l'ouvrage dans la langue originale, sans abréviations (pour les langues utilisant des alphabets autres que l'alphabet latin, la traduction du titre sera donnée entre parenthèses, avec mention de la langue d'origine) ; le volume ; la première et la dernière page du paragraphe se rapportant aux résultats discutés, et, si l'on cite l'ouvrage en entier, le nombre de volumes et le nombre total de pages ; le numéro de l'édition s'il y en a plusieurs ; le nom de l'éditeur ; le lieu de l'édition. Si l'ouvrage est collectif, on indiquera en plus le nom de l'auteur du chapitre cité, le nom des rédacteurs principaux, précédé de la mention « in », le titre de l'ouvrage.

La mention de « communications personnelles » ou « données non publiées » etc. doit être faite entre parenthèses. Lorsque l'auteur a relevé une référence dans une revue d' « Abstracts », le mentionner à la fin de la référence, entre parenthèses.

Les tableaux, dessins, graphiques, cartes, photographies, doivent être fournis à part. Les tableaux et figures doivent faire l'objet de deux numérotations distinctes, en chiffres arabes l'une et l'autre.

Les auteurs peuvent disposer leurs tableaux soit dans le sens de la largeur de la revue, soit dans le sens de la longueur. Dans le sens de la largeur, le total des signes et des espaces disponibles est de 100. Dans le sens de la longueur, il est de 155. Les tableaux en longueur, c'est-à-dire ceux pouvant disposer de 155 signes, ne seront admis que s'ils comprennent plus de 8 lignes de chiffres, de manière qu'une page entière de la revue ne soit pas occupée par un tableau très long et très étroit. Les graphiques ne doivent pas faire double emploi avec les tableaux.

Les légendes et les énoncés des graphiques et dessins doivent être dactylographiés sur une même feuille séparée et porter les numéros des figures.

Les graphiques, schémas, cartes, dessins d'appareils seront envoyés soit *à l'état définitif* soit *à l'état de projets,* leur exécution définitive étant confiée au Bureau de Dessin de l'I. N. R. A. Seules deux réductions à l'impression sont admises : *soit* × 0,5, *soit* × 0,25.

Il est rappelé que le format utile des *Annales* est : 12,5 × 19,5 cm ; ces dimensions ne doivent pas être dépassées.

Photographies : Il est recommandé de fournir des épreuves bien contrastées sur papier blanc, et de préférence en format 9 × 12. Si les photographies doivent être associées pour constituer des planches, on adoptera les normes suivantes : 2 photos 9 × 12, 4 photos 9 × 5,5, 6 photos 5,5 × 5,5. Dans ce cas, chaque photo devra porter un numéro en chiffres arabes visible après clichage.

Les légendes des photographies doivent être dactylographiées sur une même feuille séparée et porter les numéros des figures.

Il est demandé d'indiquer sur le manuscrit, dans la marge, en regard du texte, l'emplacement souhaité des tableaux et figures.

Envoi du manuscrit : M. Chaussidon (Science du sol) ou M. Hallaire (Bioclimatologie), Centre national de Recherches agronomiques, 78000 Versailles (France), ou M. Gachon (Agronomie), Centre de Recherches de Clermont-Ferrand, 12, avenue de l'Agriculture, 63100 Clermond-Ferrand (France). On demande deux exemplaires.

Correction des épreuves : les épreuves que les auteurs recevront à corriger sont à retourner après correction à la Station de Science du sol, C.N.R.A., Route de Saint-Cyr, 78000 Versailles (Mme Boniface).

Le Directeur de la publication : M.-L. CAGNAC

Imprimerie Bussière à Saint-Amand (Cher), France. — 1-1975

Dépôt légal : 1er trimestre 1975. N° d'impression : 1635

annales agronomiques

Bimestriel

1974

Vol. 25 . N° 6

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE

Reproduction, même partielle, interdite sans autorisation des auteurs
et de l'Institut national de la Recherche agronomique
à l'exception des résumés

Ann. agron., 1974, **25** (6), 779-795.

ESTIMATION DU RAYONNEMENT GLOBAL A PARTIR DE LA DURÉE D'INSOLATION

R. DURAND

Station de Bioclimatologie,
Centre national de Recherches agronomiques, I. N. R. A.,
78000 Versailles

RÉSUMÉ

On a déterminé les coefficients α et β de l'équation de régression entre, d'une part le rapport du rayonnement global mesuré (G) et du rayonnement global calculé en l'absence d'atmosphère (G_0), d'autre part le rapport entre la durée d'insolation (SS) et la durée du jour (SS_0) (fraction d'insolation). En négligeant les journées pour lesquelles SS = 0 (ciel couvert toute la journée) qui donnent les valeurs de G plus faibles que celles calculées par la régression (fig. 2), on obtient l'équation :

$$\frac{G}{G_0} = 0{,}243 + 0{,}455 \frac{SS}{SS_0}$$

Cependant les valeurs quotidiennes calculées par cette formule ou par diverses autres formules trouvées dans la littérature ne diffèrent pas beaucoup les unes des autres (tabl. 3).

On a une estimation du facteur moyen de transmission de l'atmosphère par beau temps en donnant la valeur 0,85 à la fraction d'insolation (correspond à une journée sans nuage compte tenu du manque de sensibilité des héliographes pour les faibles hauteurs du soleil). On observe alors une variation saisonnière très nette de ce facteur de transmission (fig. 8).

INTRODUCTION

La connaissance du rayonnement global, énergie rayonnante d'origine solaire tombant sur une surface horizontale, est importante puisqu'il représente la principale source d'énergie au niveau du sol et, par conséquent, est un facteur important de l'évapotranspiration.

Sa mesure précise nécessite un matériel onéreux et délicat à manipuler, exigeant une surveillance constante. Aussi les points de mesure sont-ils assez rares et on doit souvent se contenter d'une estimation du rayonnement global.

L'estimation à partir de la durée d'insolation est déjà proposée depuis un demi-siècle et le réseau d'héliographes est relativement dense, avec des séries d'observations assez longues. Plusieurs études ont déjà été réalisées, proposant un ajustement linéaire; mais peu de travaux ont fait ressortir la précision que l'on peut attendre de ces mesures, ni étudié si un ajustement à un degré supérieur permettrait d'augmenter la précision.

La station de Bioclimatologie du Centre national de Recherches agronomiques [1] à Versailles dispose de 33 années d'enregistrement du rayonnement global et de 45 années de durée d'insolation. Nous nous proposons ici de discuter la validité des formules déjà proposées et d'évaluer l'incertitude dans l'estimation du rayonnement global.

ÉTUDES PRÉCÉDENTES

L'ajustement linéaire graphique ou, mieux, par la méthode des moindres carrés, du rayonnement global (G) en fonction de la durée d'insolation (SS)

$$G = a + b \times SS$$

est l'ajustement le plus simple. Il a été proposé par divers auteurs (Ciocoiu, 1973). Les coefficients a et b sont généralement calculés pour chacun des mois de l'année ; mais ils varient également en fonction de la latitude et doivent donc être calculés pour chaque lieu. Aussi d'autres formules, plus générales, ont-elles été proposées.

La première a été établie à Stockholm (Angström, 1924). Elle suppose une relation linéaire entre le rayonnement global G et la fraction d'insolation (rapport entre la durée d'insolation SS et la durée du jour SS_0). Le rayonnement global par ciel pur G_{max} est mis en facteur :

$$G = G_{max} \left[a + (1\text{-}a) \frac{SS}{SS_0} \right]$$

La détermination du coefficient a était vraisemblablement faite par méthode graphique par « ajustement au mieux ». Pour réduire la dispersion des points, les variables étaient des moyennes hebdomadaires ou mensuelles. L'auteur adoptait alors le coefficient 0,25. Des mesures faites aux U. S. A. dans trois villes éloignées donnèrent un coefficient de 0,22 (Kimball, 1927). Angström, après de nouvelles déterminations, se rallie à cette valeur et admet que la relation est indépendante de la latitude au moins entre 40° et 60° (Angström, 1934) :

$$G = G_{max} \left(0{,}22 + 0{,}78 \frac{SS}{SS_0} \right)$$

Il existe cependant une difficulté pour le choix de la valeur de G_{max} : valeur la plus élevée observée à l'époque considérée ou moyenne des valeurs observées les jours sans nuages ?

[1] Latitude 48° 48′ N ; Longitude 2°5′ E ; Altitude 118 m. Rayonnement global mesuré par pile de Moll ou pile Volochine ; Durée d'insolation enregistrée par héliographe de Campbell-Stokes.

Cette méthode a été reprise récemment (PERRIN DE BRICHAMBAUT et LAMBLEY, 1968). Ils proposent de calculer G_{max} à partir du rayonnement global extraterrestre (G_0), donnée astronomique calculable, et de différents paramètres d'absorption et de diffusion de l'atmosphère. Ils suggèrent en outre de remplacer la durée du jour théorique SS_0 par la durée d'insolation maximale SS_{max} compte tenu du fait que les héliographes ne sont pas sensibles lorsque le soleil est trop bas sur l'horizon (moins de 3° environ, ce qui revient à réduire SS_0 de 5 p. 100 en été à 10 p. 100 en hiver). En admettant des coefficients moyens pour l'atmosphère (1 cm d'eau condensable et coefficient de trouble de 0,05), ils trouvent que a est voisin de 0,25 pour les faibles durées d'insolation, mais tend vers 0,30 par beau temps.

Au contraire, divers auteurs, après PRESCOTT (1940), proposent de remplacer la régression de G/G_{max} en fonction de SS/SS_{max}, par la régression de G/G_0 en fonction de SS/SS_0, donc en faisant l'hypothèse que le « facteur de transmission » de l'atmosphère par beau temps ($p = G_{max}/G_0$) est constant :

$$\frac{G}{G_0} = \alpha + \beta \frac{SS}{SS_0}$$

expression dans laquelle $\alpha = pa$ et $\beta = (1-a)p$.

PRESCOTT trouve, pour l'Australie, les coefficients $\alpha = 0{,}22$, $\beta = 0{,}54$ avec un coefficient de corrélation $r = 0{,}896$.

TABLEAU I

Quelques valeurs des coefficients α *et* β

α	β	r	Lieu	Auteur
0,22	0,54	0,90	Mont Weather (U. S. A.)	PRESCOTT (1940)
0,25	0,54	0,80	Mont Strombo (Australie)	—
0,18	0,55	0,79	Rothamstead (G.-B.)	PENMAN (1948)
0,20	0,48	—	—	— (1954)
0,15	0,54	0,83	Gembloux (Belgique)	Cité par BLACK *et al.* (1954)
0,23	0,50	0,90	Versailles (France)	— —
0,30	0,50	0,95	Dry Creek (Australie)	— —
0,10	0,71	—	4 stations du Nord des U. S. A.	Cité par TURC (1961)
0,32	0,30	—	6 stations du Sud des U. S. A.	— —
0,23	0,48	—	Divers	BLACK *et al.* (1954)
0,18	0,62	—	—	TURC (1961)
0,28	0,48	0,90	6 stations Tunisie, Maroc	KETATA (1973)

Depuis, divers auteurs ont déterminé les coefficients α et β de la régression présentée sous cette forme. Les résultats sont très variables (tabl. 1). BLACK (1954) tente de faire une classification selon la latitude mais les variations ne sont pas ordonnées. TURC (1961) pense que les variations sont dues à la manière dont la durée d'insolation est mesurée ; comme on l'a vu plus haut, certains auteurs font en effet une correction de la durée d'insolation, d'autres de la durée du jour. Le type d'instrument et notamment de papier sensible (entre les appareils de Jordan

et de Campbell-Stokes par exemple) ont certainement également une influence sur la régression. Ces caractéristiques ne sont pas toujours connues.

On remarquera cependant que, généralement, lorsque α est particulièrement élevé, β est faible et réciproquement. Pour une durée d'insolation moitié de la durée du jour, on obtient, avec la plupart des formules :

$$G = 0{,}48\ G_0$$

Comme la plupart des auteurs ont déterminé les coefficients de la régression à partir de valeurs mensuelles, les calculs ont été menés avec des valeurs de SS/SS_0 variant relativement peu et souvent voisines de 0,5. Il est donc probable que toutes les formules conduisent sensiblement aux mêmes résultats.

Toutes les régressions précédentes ont été calculées à partir des sommes mensuelles de durée d'insolation et de rayonnement global. G_0 était déterminé par interpolation d'un tableau publié par BRUNT (1952), à partir d'une table d'Angot. Ces valeurs semblent être des sommes mensuelles pour 12 mois égaux et conduisent à des erreurs qui peuvent atteindre 10 p. 100 dans un sens ou dans l'autre selon les mois. Nous avons calculé la régression pour les valeurs quotidiennes de G et de SS ainsi que pour les sommes décadaires et mensuelles. Nous avons calculé les valeurs de SS_0 et de G_0, chaque jour, et choisi les valeurs des 5, 15, et 25 du mois pour les valeurs décadaires et celle du 15 pour les valeurs mensuelles ; l'erreur par rapport à la moyenne décadaire ou mensuelle n'excède pas 3 p. 100.

Calcul de SS_0 et de G_0

La durée du jour et le rayonnement global théorique ont été calculés à partir de la formule trigonométrique :

$$\sin h = \sin L \sin D + \cos L \cos D \cos t$$

en admettant une réfraction atmosphérique moyenne de 36'36" qui augmente la durée du jour et un flux énergétique extra-terrestre I_0 de 1 390 Wm^{-2}.

Dans la formule, h représente la hauteur du soleil, D sa déclinaison, L la latitude du lieu et t le temps compté à partir du midi vrai.

La déclinaison du soleil est calculée à partir d'une formule obtenue par ajustement statistique. Elle est connue à deux minutes près

$$\begin{aligned} D = {} & 0{,}006\,624\,1 \\ & + 0{,}406\,149 \sin (0{,}017\,202\,9\ (T - 81{,}95)) \\ & + 0{,}006\,675 \sin (0{,}034\,405\,7\ (T - 42{,}85)) \\ & + 0{,}003\,009 \sin (0{,}051\,608\,6\ (T - 21{,}42)) \\ & + 0{,}000\,149 \sin (0{,}068\,811\,5\ (T - 17{,}57)) \end{aligned}$$

(en radians), T représentant le nº du jour dans l'année. Ces formules sont peu différentes de celles déjà proposées (DOGNIAUX, 1973).

Le temps t_1 correspondant à $h = 0$ représente la moitié de la durée du jour astronomique (espace de temps séparant le lever ou le coucher du soleil du passage au méridien). Donc

$$\cos t_1 = - tg\ L\ tg\ D$$
$$SS_0 = 2\ t_1 = 2\ \text{Arc cos}\ (- tg\ L\ tg\ D)$$

En y ajoutant un terme correspondant à la réfraction atmosphérique (1) et en multipliant par le facteur permettant de passer des radians aux heures, on obtient :

$$SS_0 = 7{,}639\,4 \left[\text{Arc cos } (-\,tg\ L\ tg\ D) + \frac{0{,}010\,65}{\sqrt{\cos^2 L - \sin^2 D}}\right]$$

Le rayonnement G_0 est calculé par intégration :

$$G_0 = 2\ I_0 \int_0^{t_1} \sin h\ dt$$

Pour tenir compte de l'effet de la variation de distance terre-soleil, on admet une variation sinusoïdale, approximation suffisante pour obtenir G_0 avec une précision de l'ordre de 0,1 p. 100. On arrive à la formule complète où G est donné en joules cm^{-2} $jour^{-1}$.

$$G_0 = 3\,822{,}76 \times [\sin L \sin D \text{ Arc cos } (-\,tg\ L\ tg\ D) + \sqrt{\cos^2 L - \sin^2 D}] \times [1 + 0{,}033 \cos (0{,}017\,2\ T)]$$

G_0 et SS_0 sont donc calculés avec une précision très largement suffisante.

RÉSULTATS

On obtient des résultats assez différents selon que l'on fait les calculs avec des valeurs journalières ou avec des valeurs décadaires ou mensuelles. On analysera donc séparément les deux types de résultats.

A. — *Avec les données quotidiennes*

Les coefficients de l'équation de régression calculés mois par mois de 1941 à 1972 sont reportés (fig. 1, courbes en tirets). Les coefficients de corrélation sont compris entre 0,80 et 0,90. En prenant l'ensemble des données, on aboutit à la régression

$$\frac{G}{G_0} = 0{,}216 + 0{,}498\,\frac{SS}{SS_0}$$

avec un coefficient de corrélation de 0,889 pour 11 567 couples de données. L'erreur résiduelle reste cependant importante, puisque son écart-type estimé est de 0,077. On note une nette variation des coefficients suivant la saison, mais chaque coefficient variant en sens inverse de l'autre, l'incidence sur la précision du calcul de G doit être minime.

Étant donné le grand nombre de couples de valeurs à notre disposition, il nous a paru intéressant de tracer la courbe de G/G_0 en fonction de SS/SS_0 en effectuant la moyenne des premières variables pour 20 classes des secondes. La courbe (fig. 2)

(1) SSo correspond alors à la durée légale du jour en France à moins d'une minute près : intervalle séparant les levers et couchers apparents du centre du soleil.

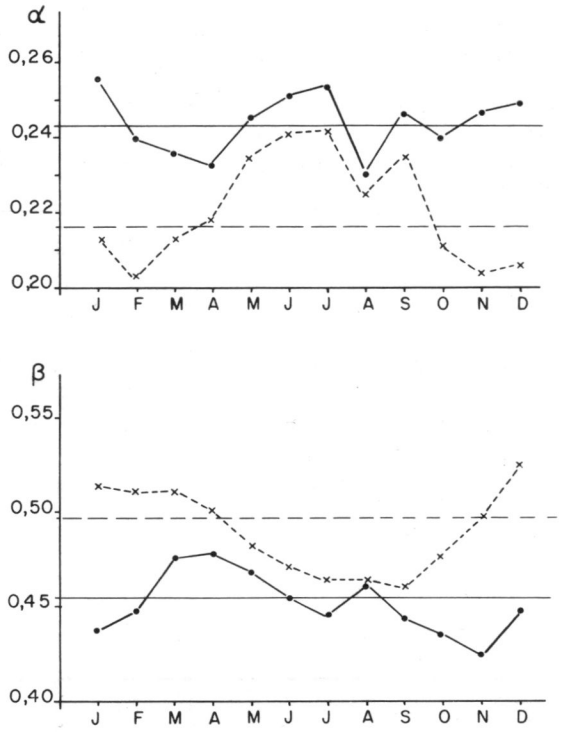


FIG. 1. — *Coefficients de l'équation de régression*
(valeurs journalières 1941-1972)

--------- toutes valeurs confondues
——— valeurs pour durée d'insolation nulle exclues

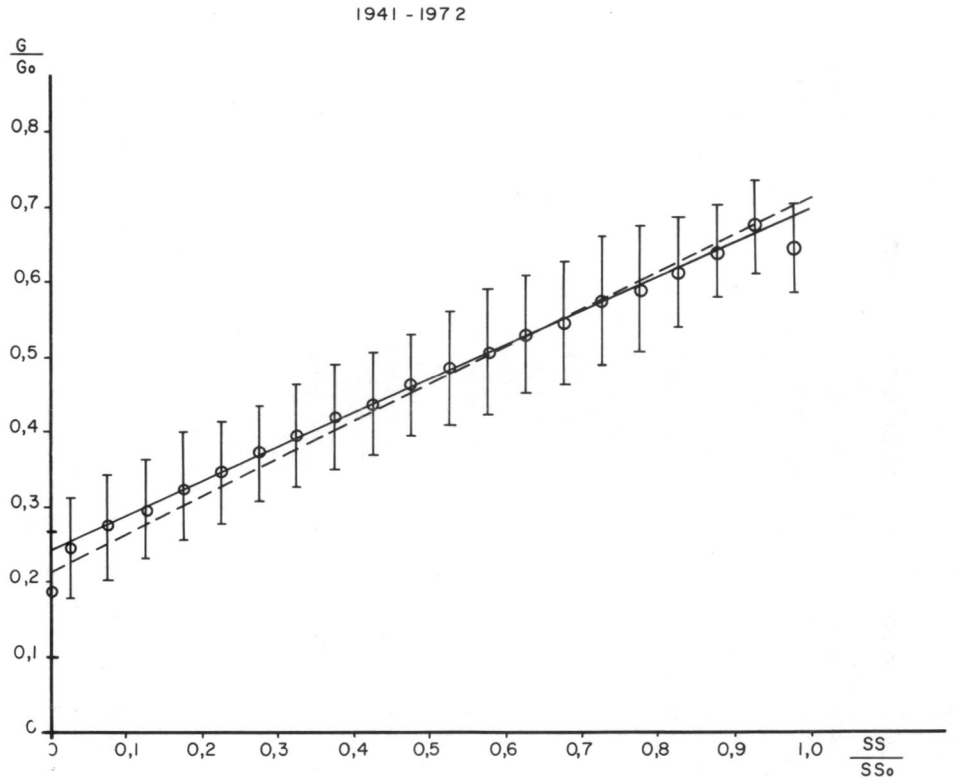


FIG. 2. — *Valeurs moyennes de G/G_0 par tranches de 0,05 de la fraction d'insolation et droites d'ajustement*
(les traits verticaux représentent la valeur de l'écart-type)

montre que l'ajustement est quasi linéaire ; on observe cependant un décrochement net pour les durées d'insolation nulles. Le point correspondant à la classe 0,95-1,0, qui correspond à la moyenne de six valeurs seulement, ne diffère pas significativement du précédent, alors que toutes les autres moyennes sont significativement différentes de celle de la classe précédente. Les traits qui indiquent la dispersion confirment un écart-type voisin de 0,072 pratiquement le même quelle que soit la classe (0,063 à 0,085).

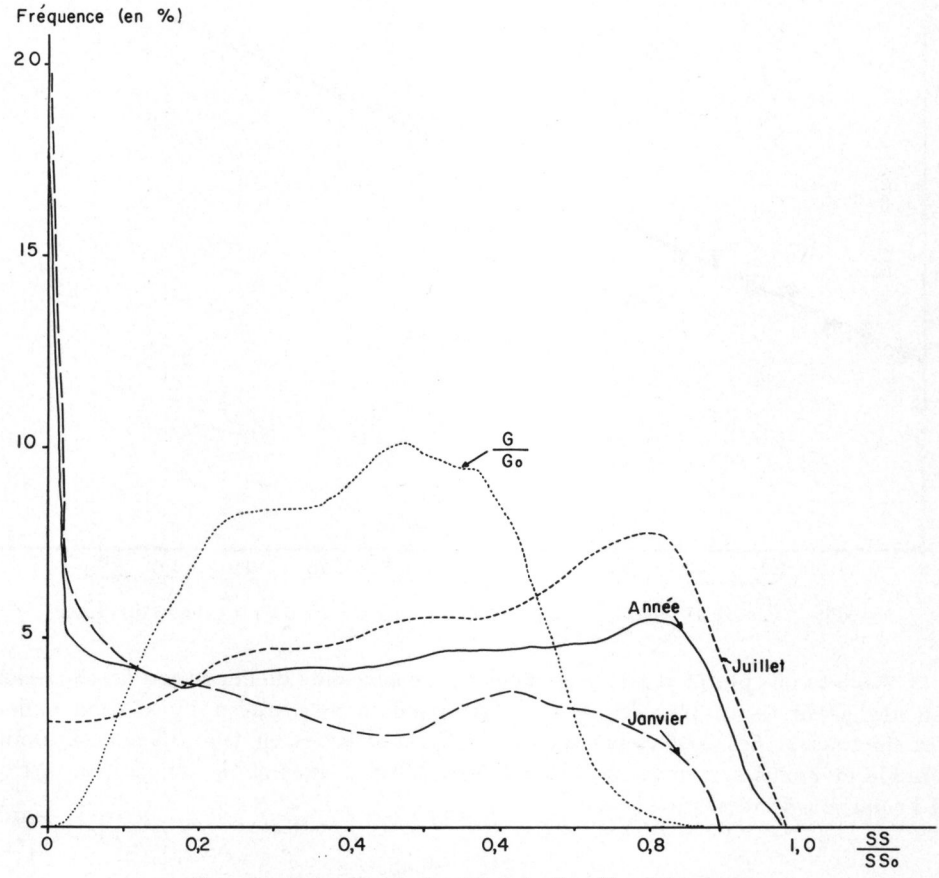


FIG. 3. — *Fréquences des journées à fraction d'insolation donnée*
——— moyenne annuelle
- - - - - - - moyenne de janvier et juillet
····· moyenne des rapports G/G_0

Bien que les courbes de fréquences de chaque classe de SS/SS_0 soient très différentes suivant les mois (fig. 3), les moyennes des rapports de G/G_0 dans chaque classe ne diffèrent pas significativement d'un mois à un autre (fig. 4). Par contre les rapports G/G_0 dans chaque classe présentent des fluctuations variant avec la saison. La moyenne des écarts-types de juillet est de 0,06 ; celle de décembre de 0,10. On remarque encore le décrochement très net du rapport lorsque le ciel reste couvert toute la journée.

A voir la position des points par rapport à la droite d'ajustement on peut penser qu'un ajustement polynomial au 3e degré serait significatif ; mais il n'apporterait pratiquement rien pour la précision des calculs à cause de la dispersion très grande des valeurs.

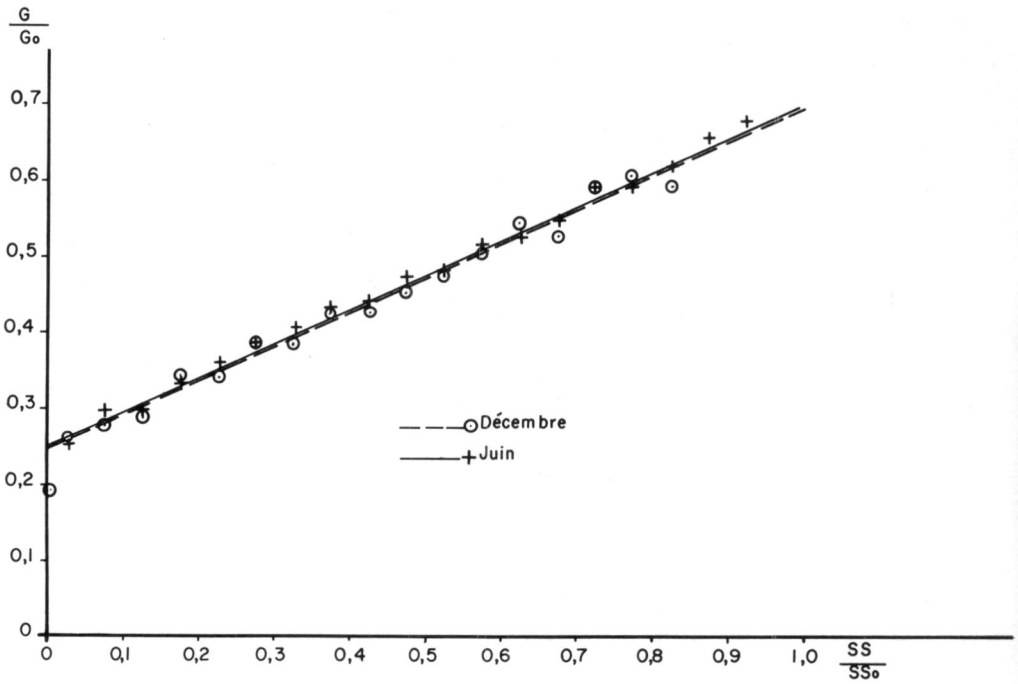


FIG. 4. — *Valeurs moyennes de G/G_0 pour les mois de juin et décembre et droites d'ajustement*

Nous avons plutôt tenté de recalculer les coefficients de l'équation de régression en négligeant les couples de valeurs correspondant aux durées d'insolation nulles. La fluctuation des coefficients mensuels (fig. 1 courbes en trait plein) est moins grande et moins systématique. Pour l'ensemble des mois et des années, on arrive à l'équation de régression :

$$\frac{G}{G_0} = 0{,}243 + 0{,}455\,\frac{SS}{SS_0}$$

reportée en trait plein sur la figure 2 et qui s'ajuste mieux aux points que la précédente (droite en tirets). L'amélioration pour le calcul de G est cependant faible puisque l'on trouve un coefficient de corrélation plus faible : 0,855 (9 553 couples de valeurs) et un écart-type résiduel de G/G_0 à peine plus faible : $s = 0{,}074$.

B. — *Avec les moyennes décadaires et mensuelles*

On ne retrouve plus, aussi bien avec les moyennes décadaires qu'avec les moyennes mensuelles (fig. 5), la relation linéaire observée avec les valeurs quotidiennes. En outre, la dispersion reste encore importante. Les courbes de fréquences de fractions

d'insolation (fig. 6) sont également très différentes de celles observées pour les valeurs quotidiennes, et les fréquences des mois d'été et des mois d'hiver sont disjointes.

Les coefficients des équations de régression présentent des fluctuations saisonnières plus importantes qu'avec les valeurs quotidiennes. Pour l'ensemble de l'année, ils sont assez peu différents pour les valeurs quotidiennes (fig. 1), décadaires ou mensuelles (tabl. 2).

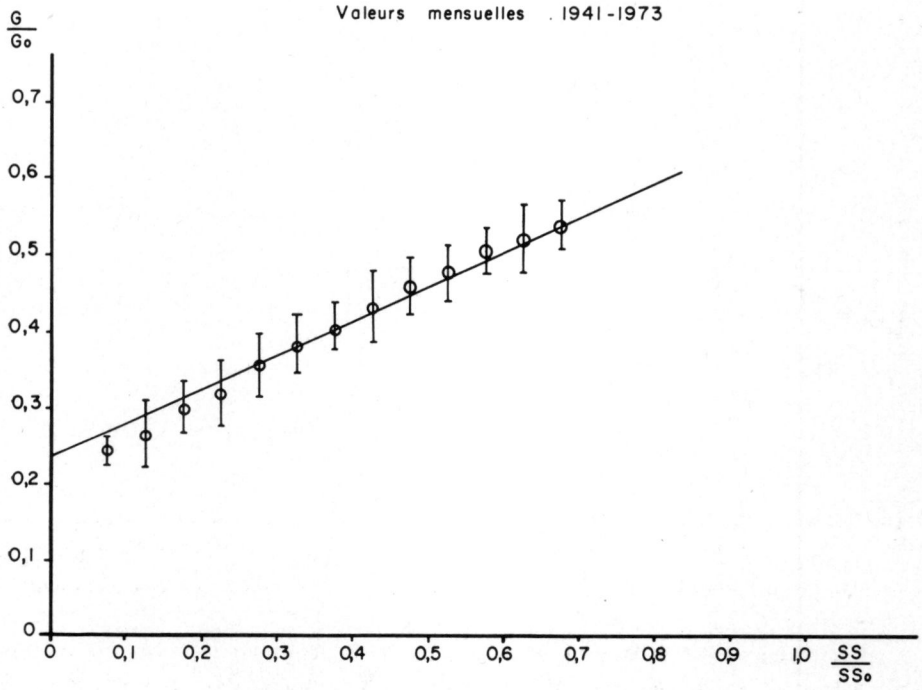


FIG. 5. — *Valeurs moyennes de G/G_0 en fonction de SS/SS_0 calculées à partir des sommes mensuelles de G et de SS et droite d'ajustement*

TABLEAU 2

Coefficients décadaires et mensuels

	Valeurs extrêmes		Ensemble des décades ou des mois	Écart-type résiduel	Coefficient corrélation
	Février	Septembre			
Décade α	0,15	0,26	0,223	0,045	0,88
Décade β	0,74	0,40	0,478		
Mois α	0,16	0,29	0,235	0,038	0,86
Mois β	0,68	0,32	0,451		

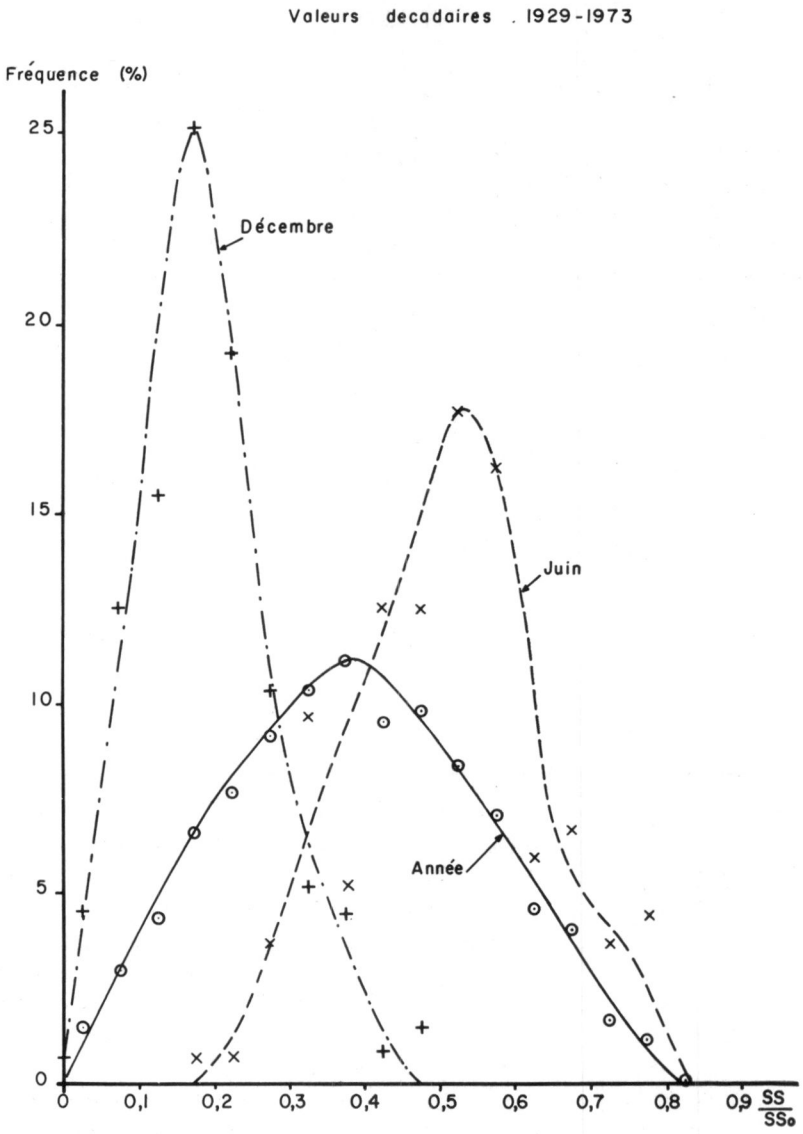


FIG. 6. — *Fréquence des décades à fraction d'insolation donnée*
———— moyenne annuelle
— — — — moyennes de juin et décembre

C. — *Précision de l'estimation*

On a vu précédemment que l'on avait concordance entre l'écart-type résiduel de la régression et la moyenne des écarts-type de G/G_0, par classe de SS/SS_0. On peut calculer l'erreur sur G à partir de la fraction moyenne d'insolation et du rayonnement global extra-terrestre moyen.

On obtient cependant plus d'informations en calculant directement la moyenne et l'écart-type des écarts entre les valeurs de G mesurées et celles calculées avec l'équation de régression.

Les principaux résultats sont présentés (rapportés à la moyenne de G pour la période considérée) (tabl. 3). Les écarts-type sont en bon accord avec ceux calculés à partir de l'erreur résiduelle de la régression. Ils demeurent importants puisqu'ils représentent, pour le meilleur ajustement, de 40 p. 100 en été à 50 p. 100 en hiver de l'écart-type des valeurs quotidiennes de G.

TABLEAU 3

α	β	Écart-relatif (%)			Écart-type relatif (%)		
		annuel	min.	max.	annuel	min.	max.
0,18	0,62	— 3,2	— 6,2	2,9	20,3	16,0	33,3
0,23	0,48	— 0,5	— 6,2	1,7	17,5	12,4	32,5
0,10	0,72	5,0	0,1	23,1	23,9	18,7	36,2
0,32	0,30	— 2,9	— 23,7	1,5	21,4	15,3	37,2
0,243*	0,455	0,6	— 2,8	2,2	17,1	12,1	31,6

* 0,185 si DI = 0.

Le calcul direct à partir des moyennes décadaires ou mensuelles de la durée d'insolation et du rayonnement global donne sensiblement les mêmes écarts moyens ; les écarts-type des écarts sont réduits à 55 p. 100 des écarts-type quotidiens pour les valeurs décadaires, à 45 p. 100 pour les valeurs mensuelles. L'amélioration par rapport à des données au hasard est encore acceptable pour les valeurs décadaires (écart-type de l'erreur = 54 p. 100 de l'écart-type des valeurs décadaires) ; elle est faible pour les valeurs mensuelles (67 p. 100) ou annuelle (88 p. 100).

On constate (tabl. 3) que les diverses formules utilisées jusqu'à ce jour, bien qu'apparamment fort différentes, conduisent à des résultats assez semblables. La formule de TURC (1re ligne) surestime le rayonnement global en été comme cela avait déjà été signalé (BROCHET et GERBIER, 1970) ; elle le sous-estime en hiver ; celle de BLACK (2e ligne), au contraire, sous-estime au printemps et surestime en hiver. Les deux formules suivantes ont une variation annuelle importante et inverse l'une de l'autre, avec maximum en été pour la première, en hiver pour la seconde. C'est évidemment avec la formule déduite de la régression (dernière ligne) que

l'accord est le meilleur. L'écart rapporté à la moyenne mensuelle est maximal en janvier et minimal en octobre ; l'écart-type relatif à la moyenne mensuelle reste inférieur à 15 p. 100 pendant la période estivale.

DISCUSSION

A l'échelle de la journée, le rapport G/G_0 varie donc linéairement avec le rapport SS/SS_0 (fig. 2), sauf lorsque les journées sont totalement couvertes, ce qui correspond généralement à des nuages épais. Par contre, à l'échelle décadaire ou mensuelle, la variation (fig. 5) est nettement incurvée comme cela a déjà été signalé (PERRIN DE BRICHAMBAUT et LAMBOLEY, 1968). Si l'on compare les deux courbes, on constate qu'il y a accord pour les valeurs élevées de G/G_0, et que la courbure est due à ce qu'une durée moyenne d'insolation faible pour une décade ou un mois correspond à une moyenne de journées à durée d'insolation nulle, conduisant à une faible valeur de G/G_0 et de journées plus ensoleillées avec des valeurs de G/G_0 plus fortes. Cet aspect

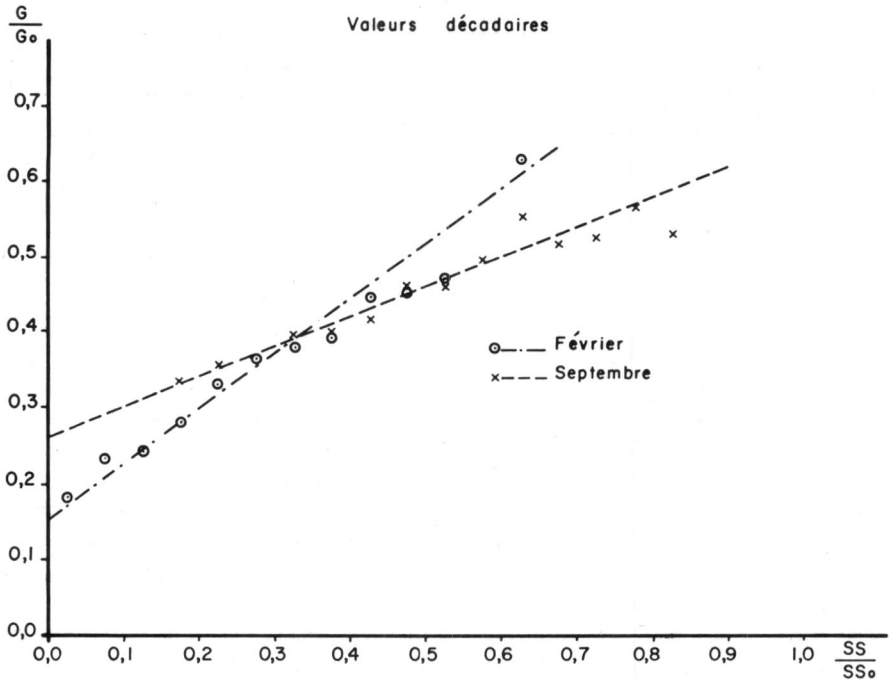


FIG. 7. — *Valeurs moyennes de G/G_0 calculé par décade* (mois de février et septembre) *et droites d'ajustement*

ressort encore plus nettement lorsque l'on compare (fig. 7) un mois d'hiver avec de nombreuses journées couvertes et un mois d'automne ; il permet en outre d'expliquer pourquoi on observe une variation importante des coefficients de l'équation de

régression lorsque l'on traite les données décadaires et mensuelles (fig. 7 et tabl. 2). En généralisant, on comprend que les coefficients calculés à partir des valeurs décadaires ou mensuelles soient différents selon les régions, suivant le type de temps qui domine.

On observe par ailleurs que les variances des moyennes décadaires et des moyennes mensuelles ne diminuent pas aussi vite que l'on pourrait s'y attendre avec une distribution normale ; de même, lorsque l'on compare les moyennes mensuelles ou décadaires du rayonnement global aux moyennes obtenues à partir du rayonnement calculé jour par jour, ou obtenues par calcul à partir de la durée moyenne d'insolation, on s'aperçoit que le gain est très faible (2 p. 100 seulement). Il est donc vraisemblable qu'une part importante de la variance soit due à des erreurs de mesure ; les variations des moyennes annuelles des écarts qui atteignent jusqu'à 15 p. 100 de la valeur moyenne du rayonnement global renforcent cette hypothèse. Cette erreur peut provenir de la mesure de la durée d'insolation, bien que depuis 1929, deux ou trois personnes seulement aient effectué les dépouillements. Depuis 1965, date correspondant au changement de type de bande d'héliographe, la valeur moyenne de la durée annuelle d'insolation est inférieure de 7 p. 100 à la moyenne des 36 années précédentes. Cette différence est significative au seuil de 2 p. 100 ; elle est peut-être due à une variation séculaire de la durée d'insolation ; le rayonnement global pendant cette période est d'ailleurs également plus faible et on n'observe pas de variation systématique de l'écart-type entre valeurs mesurées et calculées.

L'enregistrement du rayonnement par contre peut être suspecté ; si la précision peut être meilleure, les risques d'erreurs sont beaucoup plus grands, erreurs provenant soit de la pile, soit de la ligne, soit de l'enregistreur. Plusieurs changements ont eu lieu depuis 1941 et, s'il n'a pas été possible de trouver des variations systématiques après les changements ou les vérifications notés sur les registres, il est probable cependant que des variations aléatoires, pouvant durer plusieurs mois, se soient produites.

Facteur de transmission de l'atmosphère

On a vu plus haut que PRESCOTT (1940) admettait un facteur de transmission de l'atmosphère constant au cours de l'année. Il semble difficile de l'admettre pour les stations de latitude élevée car l'absorption par l'atmosphère est d'autant plus élevée que le soleil est plus bas sur l'horizon. Le facteur journalier moyen doit donc être plus élevé en hiver, pendant lequel le soleil reste toujours bas, qu'en été. C'est en effet ce que montre le calcul, et également ce qui ressort en comparant les tableaux donnant G_{max} à ceux donnant G_0 (PERRIN DE BRICHAMBAUT et LAMBOLEY, 1968). Pour une latitude de 50° par exemple, p varie de 0,62 en décembre à 0,77 en juillet. Nous avons pensé que, malgré les imprécisions signalées ci-dessus, les équations de régression peuvent permettre de calculer un coefficient de transmission moyen. En admettant que l'on obtient G_{max} lorsque SS atteint 85 p. 100 de SS_0 — la fréquence de journées à fraction d'insolation supérieure à 0,85 varie de moins de 1 p. 100 en hiver à 10 p. 100 en été — on peut écrire :

$$p = \frac{G_{max}}{G_0} = \alpha + 0{,}85\ \beta$$

On constate alors une fluctuation selon les mois qui semble ordonnée (fig. 8). On peut cependant s'étonner d'une part de la faible valeur moyenne et de la faible étendue des valeurs (0,605 à 0,645) par rapport à celles calculées, d'autre part, du déphasage apparent puisque le maximum se produit en mai et le minimum en novembre. Nous n'avons pas trouvé d'explications satisfaisantes à ces faits.

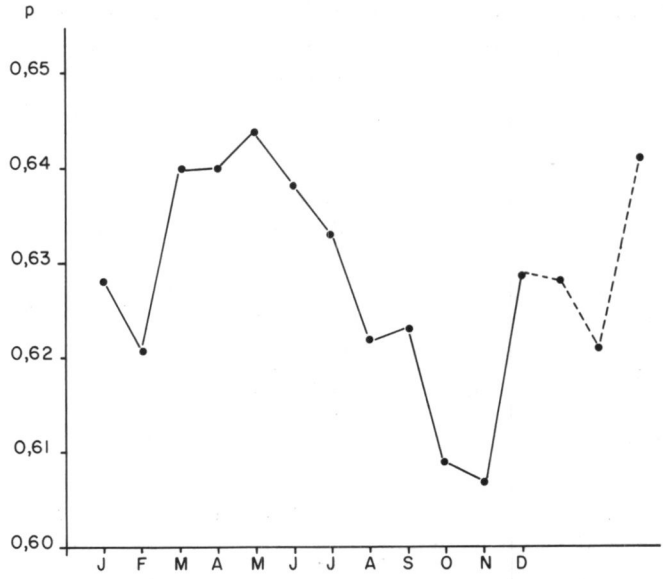


FIG. 8. — *Variation saisonnière du facteur de transmission de l'atmosphère par ciel clair*

Les facteurs moyens de transmission annuels ont un coefficient de variation de 6 p. 100. Aucune évolution systématique qui pourrait être un indice d'une variation de la pollution atmosphérique à proximité de Paris, n'a pu être décelée depuis 1941.

Le coefficient d'extinction par ciel couvert, représenté par le terme a de la formule d'ANGSTRÖM, ou encore, par le rapport α/p, ne présente pas de variation systématique avec les saisons. Il est en moyenne égal à 0,39 (0,37 à 0,41) si on le tire de la formule ci-dessus ; il vaut 0,29 (0,27 à 0,31) en utilisant la valeur moyenne de G/G_0 par ciel totalement couvert.

CONCLUSION

La régression entre le rapport G/G_0 d'une part, la fraction d'insolation SS/SS_0 d'autre part, est donc assez lâche, ce qui explique une grande diversité de formules. Une analyse sur une longue série permet cependant d'estimer l'erreur et de montrer qu'elle est du même ordre de grandeur pour les diverses formules. Elles réduisent en moyenne de moitié, à l'échelle quotidienne, l'écart-type de la variable, donc l'erreur que l'on ferait en prenant la moyenne des valeurs.

La faible variation des coefficients d'un mois à un autre montre qu'il n'y a pas d'influence sensible de la durée du jour et de la hauteur du soleil. Il ne doit donc pas y avoir d'effet de latitude. Cependant, la variation du facteur de transmission de l'atmosphère, sensible au cours des saisons, peut faire prévoir une légère modification des coefficients en fonction de l'altitude, de la continentalité et de la proximité des stations d'une source de pollution.

Cependant, la plupart des calculs étant effectués à l'échelle décadaire ou mensuelle, la proportion des journées à ciel couvert par rapport à l'ensemble des journées est un facteur important pour la variation des coefficients.

Reçu pour publication en juillet 1974.

SUMMARY

ESTIMATION OF GLOBAL RADIATION FROM THE INSOLATION DURATION

The coefficients α and β of the regression equation were determined between, on the one hand, the ration of measured global radiation (G) and global radiation calculated in the absence of atmosphere (G_0), and on the other hand, the ratio between the sunshine duration (SS) and day length (SS_0) (insolation fraction). Disregarding the days for which SS = o (overcast sky the whole day), which gives lower G values than those calculated for regression (fig. 2), the following equation is obtained :

$$\frac{G}{G_0} = 0{,}243 + 0{,}455 \frac{SS}{SS_0}$$

However the daily values calculated with this formula or with various other formulas found in the literature do not differ greatly (table 3).

An estimation of the mean transmission factor of the atmosphere in fine weather is obtained by giving the value 0.85 to the insolation fraction (which corresponds to a cloudless day taking into account the lack of sensitivity of heliographs for low sun heights). A well-defined seasonal variability of this transmission factor is then observed (fig. 8).

ZUSAMMENFASSUNG

SCHÄTZUNG DER GESAMTSTRAHLUNG FÜR DIE SONNENSCHEINDAUER

Die Koeffizienten α und β der Regressionsgleichung wurden bestimmt : einerseits das Verhältnis der gemessenen (G) und der berechneten (G_0) Gesamtstrahlung ohne Berücksichtigung der Atmosphäre, anderseits das Verhältnis der Sonnenscheindauer (SS) und der Tageslänge (SS_0) (Teilstrahlung). Bei Vernachlässigung der Tage bei denen SS = o ist (ganzer Tag bedeckter Himmel), deren RG-Werte schwächer sind als für die Regression berechnet (fig. 2), erhält man folgende Gleichung :

$$\frac{G}{G_0} = 0.243 + 0.455 \frac{SS}{SS_0}$$

Indessen unterscheiden sich die täglich errechneten Werte nicht sehr voneinander, seien sie mit dieser oder mit verschiedenen andern, in der Literatur gefundenen Formeln errechnet (tafel 3).

Indem man der Teilstrahlung den Wert 0,85 gibt, erhält man eine Schätzung des mittleren Faktors der Uebertragung durch die Atmosphäre bei schönem Wetter. Dieser Faktor entspricht einem Tag ohne Bewölkung, wenn die mangelnde Empfindlichkeit der Heliographen bei niedrigem Sonnenstand berücksichtigt wird. Man beobachtet dann eine ausgeprägte saisonbedingte Veränderlichkeit dieses Uebertragungsfaktors (fig. 8).

РЕЗЮМЕ

Оценка общего излучения в зависимости от длительности инсоляции.

Р. ДЮРАН

Определялись коэффициенты α и β формулы регрессии для отношения между общим измеренным излучением (RG) и общим излучением рассчитанным в отсутствии атмосферы (RGA) — с одной стороны, и для отношения между длительностью инсоляции (DJ) и длинной дня (D*j*) [фракция инсоляции] — с другой. Исключив дни при которых DJ = 0 (облачное небо в течении целого дня), дающие величины RG более низкие чем RG рассчитанные для регрессии (рис. 2), можно получить следующую формулу :

$$\frac{RG}{RGA} = 0{,}243 + 0{,}455\,\frac{DJ}{Dj}$$

Но, дневные величины, рассчитанные по этой формуле, или с помощью формул найденных в библиографии, не имеют большого различия (Табл. 3).

Можно оценить средний фактор трансмиссии атмосферой в хорошую погоду заместив фракцию инсоляции (соответствующую безоблачному дню, если принять во внимание слабую чувствительность гелиографов при низкой высоте солнца) цифровым значением 0,85. Можно тогда наблюдать очень четкую сезонную изменчивость этого фактора трансмиссии (Рис. 8).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANGSTRÖM A., 1924. Solar and Terrestrial Radiation. *Quart. J. Roy. Met. Soc.*, **50**, 121-126.

ANGSTRÖM A., 1934. Uber den Zusammen-hang zwischen Strahlung und Sommenscheindaner. *Bioklimatische Beiblätter*, **1**, 6-10.

BLACK J. N., BONYTHON C. Q., PRESCOTT J. A., 1954. Solar radiation and duration of sunshine. *Quart. J. Roy. Met. Soc.*, **80** (344), 231-235.

BROCHET P., GERBIER N., 1970. *Recueil de données agroclimatologiques*. Monographie n° 75. Météorologie nationale, 80 p.

BROCHET P., GERBIER N., 1974. *L'évapotranspiration*. Monographie n° 65 (2e édition). Météorologie nationale ,95 p.

BRUNT D., 1952. *Physical and dynamical meteorology*. 4e édition, Cambridge Univ. Press., 428 p.

CIOCOIU I., *et al.*, 1973. Corrélation entre le rayonnement global et la durée d'insolation. *Meteorol. Hydrol.*, **1**, 85-92.

DOGNIAUX R., 1973. Classification des différents types de climats radiatifs et lumineux en fonction des conditions moyennes de trouble atmosphérique. *Congrès international : Le soleil au service de l'homme*, **130**, (1-2), UNESCO.

KETATA M., 1973. Contribution à l'étude agroclimatique de la Tunisie. Indice de potentialité agricole de L. TURC. *Rapport interne. Météo. nat., Paris.*

KIMBALL H. H., 1927. Measurement of Solar radiation intensity and determination of its depletion by the atmosphere with bibliography of pyrrheliometric measurements. *Monthly Weather Review*, **55** (4), 155-169.

PENMAN H. L., 1948. Natural evaporation from water, bare soil and grass. *Proc. Roy. Soc. London.*, A, **193**, 120-145.

PERRIN DE BRICHAMBAUT Ch., 1963. *Rayonnement solaire et échanges radiatifs naturels*. Gauthier-Villars Paris, 300 p.

PERRIN DE BRICHAMBAUT Ch., LAMBOLEY G., 1968. Le rayonnement solaire au sol et ses mesures. *Cahiers de l'A. F. E. D. E. S.*, nº 1, 99 p.

PRESCOTT J. A., 1940. Evaporation from a water surface in relation to solar radiation. *Trans. Roy. Soc. South Australia*, **64** (1), 114-118.

TURC L. 1961. Évolution des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle. *Ann. agron.*, **12** (1), 13-49.

Ann. agron., 1974, **25** (6), 797-810.

ASSIMILATION NETTE, UTILISATION DE L'EAU ET MICROCLIMAT D'UN CHAMP DE MAÏS

V. — Quantité et qualité de la lumière solaire réfléchie

C. VARLET GRANCHER

Station de Bioclimatologie,
Domaine Duclos
Centre de Recherches agronomiques des Antilles et de la Guyane, I. N. R. A.,
97170 Petit-Bourg (Guadeloupe)

RÉSUMÉ

Les variations de l'albédo et des coefficients de réflexion monochromatique d'une culture de maïs irriguée, au cours de la journée et à différents stades de croissance, ont été mesurées par ciel clair et par ciel couvert. Par ciel clair et pour une culture bien développée, l'albédo décroît avec la hauteur du soleil et croît avec l'importance relative du rayonnement diffus dans le rayonnement global caractérisée par le rapport D/G (fig. 5). Par ciel clair toujours, l'albédo d'un sol nu ou d'une jeune culture augmente au cours de la journée en raison du déssèchement superficiel du sol (fig. 6). Par ciel couvert, tous ces effets sont tamponnés. Enfin l'enrichissement relatif de la lumière réfléchie en infrarouge proche permet d'envisager la mesure des faibles indices foliaires par télédétection (fig. 9).

I. — INTRODUCTION

La connaissance du pourcentage d'énergie solaire réfléchie par l'ensemble sol-culture (albédo) est nécessaire pour établir le bilan radiatif. Les variations de l'albédo influent sur l'évaporation du sol, la transpiration du couvert végétal et leur température de surface : Seginer (1969), Martsolf et Deker (1970), Stanhill (1965). De plus, les changements d'albédo peuvent être à l'origine de variations micrométéorologiques dans les basses couches de l'atmosphère.

Les plantes absorbent l'énergie de la partie visible du spectre solaire pour assimiler le CO_2. La réflexion d'une partie de ces rayonnements représente donc une perte pour la photosynthèse qu'il est nécessaire de connaître pour calculer l'énergie

réellement absorbée et établir le rendement photosynthétique de la culture (KVET *et al.*, 1971).

La composition spectrale de l'énergie solaire réfléchie par le sol et la culture dépend notamment de leur nature, de leur état hydrique et sanitaire, de l'importance du développement du couvert végétal : COULSON et REYNOLDS (1971), SCOTT *et al.* (1968), THOMAS *et al.* (1971), BEVERLY (1972). La généralisation et l'affinement des techniques de télédétection permettent d'envisager de mesurer ces paramètres très rapidement et pour des surfaces importantes : PETTRY *et al.* (1971), CHARTIER et PERRIER (1971).

Nous avons donc mesuré la quantité et la qualité de la lumière réfléchie par une culture de maïs au cours de sa croissance.

2. — MÉTHODES ET TECHNIQUES

La parcelle réservée aux mesures couvre une superficie de 0,5 ha au milieu d'un champ de 2,5 ha, situé à la Minière, près de Versailles (2° Est, 49° Nord). La variété de maïs cultivée (*INRA F 7 × EP 1* : hybride simple) est semée à raison de 90 000 pieds par ha. Un dispositif d'irrigation nocturne assure aux plantes une réserve hydrique toujours satisfaisante.

Les mesures du rayonnement global G, du rayonnement diffusé par le ciel et les nuages D, du rayonnement réfléchi par l'ensemble sol-culture E, sont effectuées par trois pyranomètres de Moll placés horizontalement. Le premier donne G, le second muni d'une bande pare-soleil du type Schuepp, D, le troisième, dirigé vers le bas et toujours placé à 1 mètre au-dessus de la culture, E.

A partir de G et de E, il est possible de définir :

— un albédo instantané

$$a_i = E/G$$

— un albédo horaire

$$a_h = \frac{\int_{1\text{ heure}} E\,dt}{\int_{1\text{ heure}} G\,dt}$$

— un albédo journalier a_j défini de la même manière.

La nébulosité peut être appréciée par le rapport D/G.

Par ailleurs, un spectroradiomètre Isco permet de mesurer la composition spectrale du rayonnement global G_λ et du rayonnement réfléchi E_λ entre 400 et 1 500 nanomètres. Le facteur de réflexion monochromatique a_λ est défini par :

$$a_\lambda = \frac{E_\lambda}{G_\lambda}$$

Enfin la sommation des énergies monochromatiques comprises entre 400 et 700 nanomètres permet d'obtenir l'énergie réfléchie dans la gamme utilisable par la photosynthèse.

L'indice foliaire (surface des organes d'assimilation par unité de surface de sol) est déterminé, sur 5 m² de végétation, après découpe du feuillage, en mesurant des segments de feuilles assimilés à des rectangles ou à des triangles, puis en sommant les surfaces élémentaires.

3. — RÉSULTATS

3. 1. — *Ciel clair*

L'albédo instantané a_t de la culture adulte varie au cours de la journée ; il diminue jusqu'à midi (temps solaire vrai), puis augmente (fig. 1 *a*). Pour chaque longueur d'onde, le facteur de réflexion monochromatique a_λ suit la même évolution journalière (fig. 2 *a*). Cette variation n'est pas symétrique dans le cas du sol nu ou de la culture jeune (fig. 1 *b*, 1 *c*, 2 *b*, 2 *c*). Il apparaît aussi que le développement du couvert végétal diminue fortement l'énergie réfléchie dans le visible comme le montre la succession des figures 2 *a*, 2 *b*, 2 *c*.

3. 2. — *Ciel couvert*

Par ciel couvert, a_t est plus élevé que par ciel clair et varie peu au cours de la journée (fig. 3 *a*). On ne note pas de différence significative entre le matin et l'après-midi quel que soit le stade de développement du couvert végétal (fig. 3 *b*, 3 *c*). Dans ce cas, pour chaque longueur d'onde, le facteur de réflexion monochromatique varie seulement avec le degré de couverture du sol (fig. 4 *a*, 4 *b*, 4 *c*).

4. — DISCUSSION

L'énergie réfléchie par une surface dépend de la direction des rayons lumineux, de leur composition spectrale et des propriétés optiques de cette surface. Pour un couvert végétal, la réflexion des rayonnements solaires pourra donc dépendre :

— de la hauteur du soleil h,
— de l'importance du diffus dans le rayonnement global D/G,
— des propriétés optiques globales de l'ensemble sol-culture qui tiennent compte à la fois de la structure de la végétation et des propriétés optiques des feuilles.

4. 1. — *Variations journalières*

4. 1. 1. *Cas d'une culture adulte.*

A ce stade, la forme des courbes représentatives de a_λ varie peu au cours de la journée ; la composition spectrale de l'énergie réfléchie reste à peu près la même (fig. 2 *a*, 4 *a*).

L'évolution de l'albédo (fig. 1 *a*) résulte donc de la variation symétrique de h et de D/G. La figure 5 montre l'influence respective de ces deux facteurs. Par ciel clair, pour une même hauteur du soleil, l'albédo croît avec D/G, surtout pour h faible.

L'effet de la hauteur du soleil est conforme aux lois de la réflexion vitreuse : a_t diminue avec l'augmentation de h. Lorsque l'importance du rayonnement diffus augmente au cours de la journée, on peut observer alors des albédos supérieurs

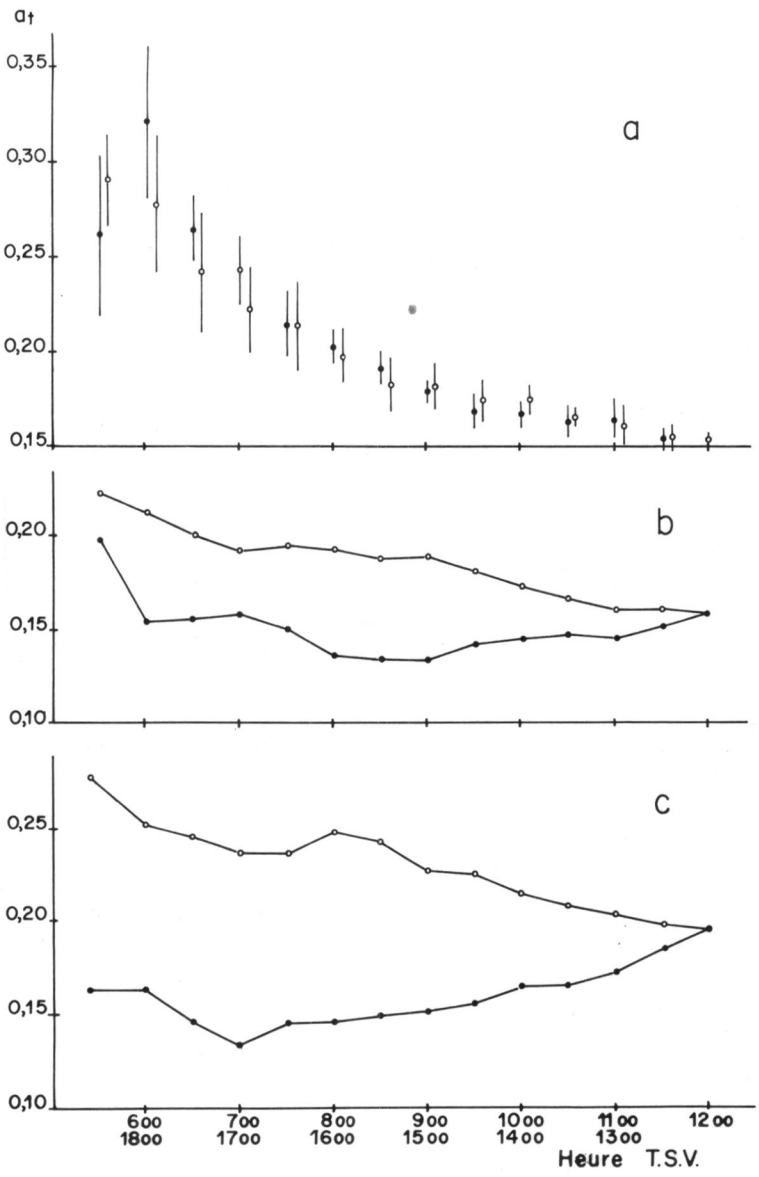


FIG. 1. — *Variation de l'albédo instantané* a_t *en fonction du temps solaire vrai, par ciel clair, pour des journées dont l'importance du rayonnement diffus dans le global D/G est symétrique par rapport au midi*

Les valeurs de a_t du matin sont représentées par des points noirs, celles de l'après-midi par des points blancs.

a : Moyennes obtenues pour plusieurs journées ; l'indice foliaire de la culture varie de 2,3 à 2,7. Les traits verticaux correspondent à un intervalle de confiance de 95 p. 100.

b : Journée du 12 juillet 1972, l'indice foliaire est de 0,4.

c : Journée du 12 juillet 1972, sol nu en cours de déssèchement.

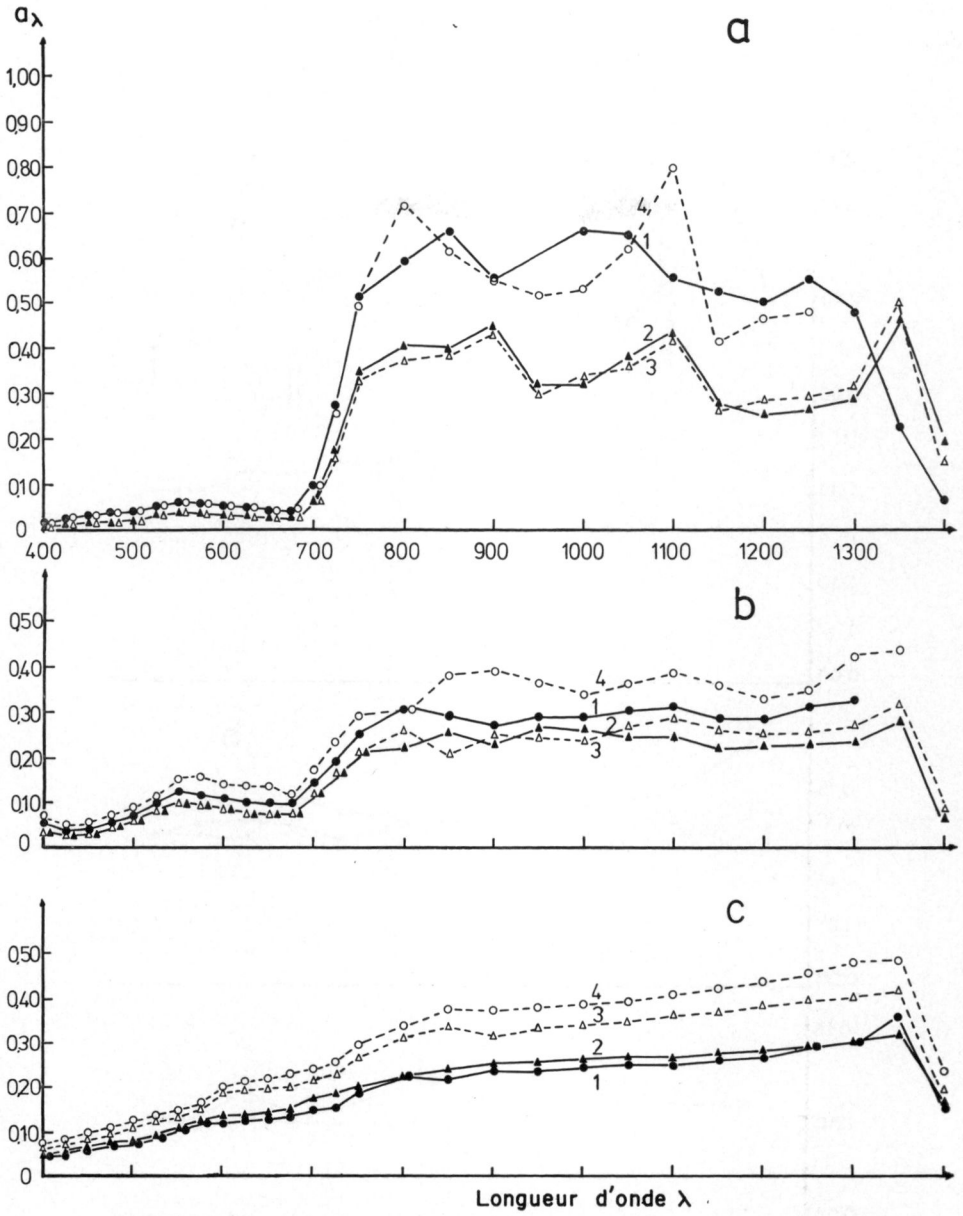


FIG. 2. — *Variation de* a_λ *en fonction de la longueur d'onde à différentes heures de la journée par ciel clair*

a : *Indice foliaire de la culture : 2,5*

Courbe 1 points noirs	: 7 h 58 TSV ;	h = 34°	D/G = 0,40
— 2 triangles noirs	: 11 h 38 TSV ;	h = 59°	D/G = 0,35
— 3 triangles blancs	: 12 h 43 TSV ;	h = 58°	D/G = 0,32
— 4 points blancs	: 15 h 33 TSV ;	h = 37°	D/G = 0,37

b : *Indice foliaire : 0,6*

Courbe 1 points noirs	: 8 h 10 TSV ;	h = 36°	D/G = 0,32
— 2 triangles noirs	: 10 h 35 TSV ;	h = 63°	D/G = 0,28
— 3 triangles blancs	: 13 h 05 TSV ;	h = 59°	D/G = 0,29
— 4 points blancs	: 16 h 05 TSV ;	h = 36°	D/C = 0,34

c : *Sol nu*

Courbe 1 points noirs	: 8 h 10 TSV ;	h = 35°
— 2 triangles noirs	: 10 h 03 TSV ;	h = 51°
— 3 triangles blancs	: 14 h 03 TSV ;	h = 51°
— 4 points blancs	: 16 h 03 TSV ;	h = 33°

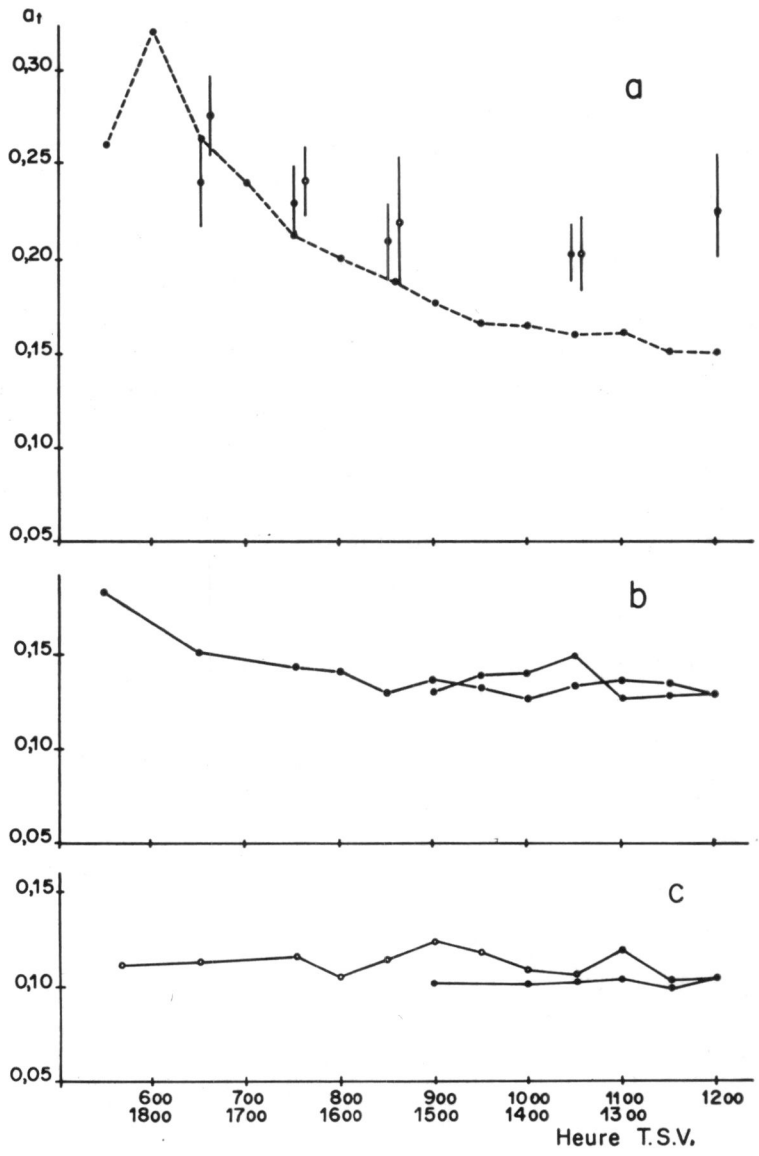


FIG. 3. — *Variation de* a_t *en fonction du temps solaire vrai, par ciel couvert*
(mêmes symboles que la figure 1)

a : Moyenne obtenue pour plusieurs journées, l'indice foliaire varie de 2,3 à 2,7. Les traits verticaux correspondant à un intervalle de confiance de 95 p. 100. La courbe relative au ciel clair le matin (fig. 1 *a*) est rappelée.

b : Journée du 10 juillet 1972, indice foliaire : 0,4.

c : Journée du 10 juillet 1972, sol nu.

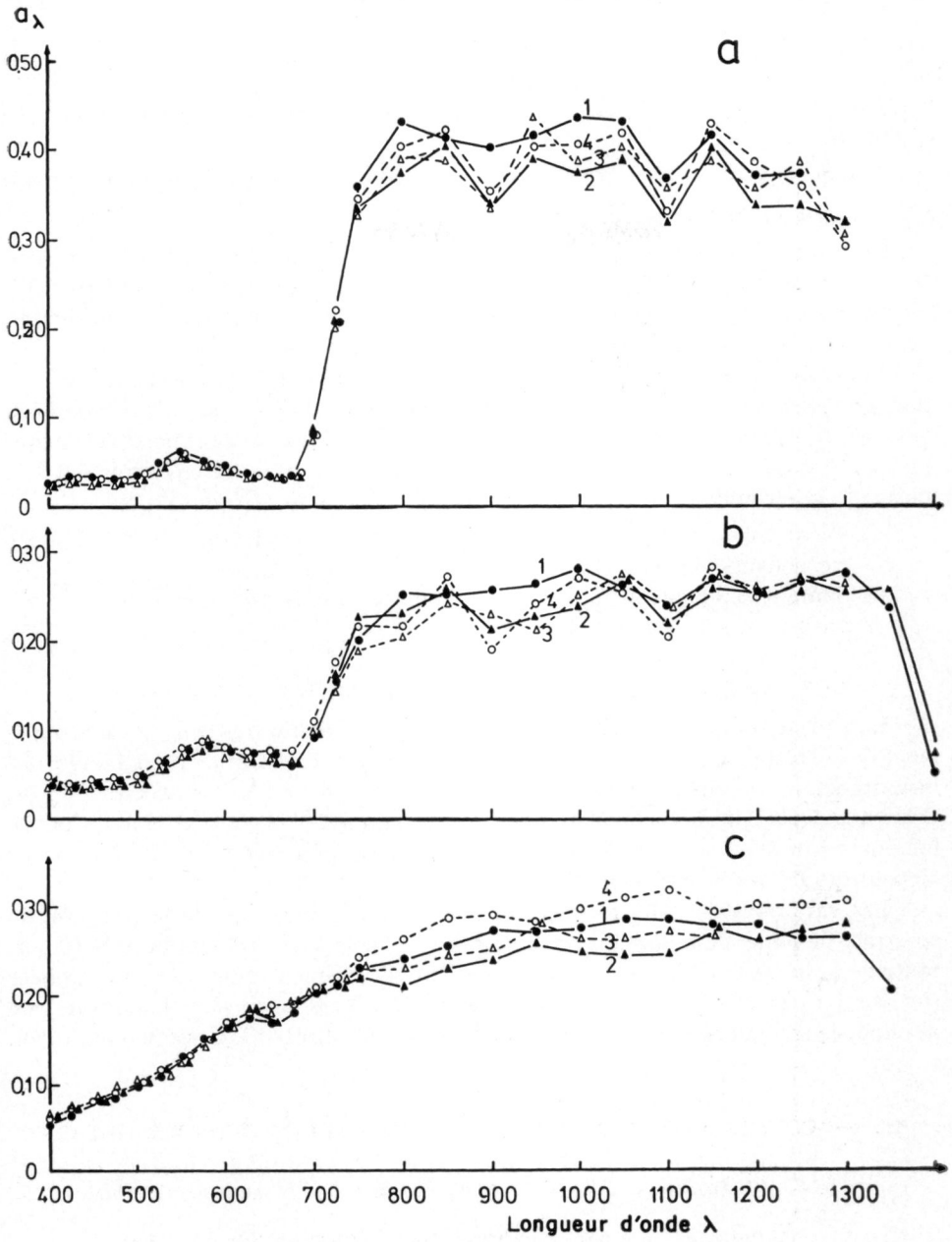


FIG. 4. — *Variation de* a_λ *en fonction de* λ *par ciel couvert*

a : *Indice foliaire : 1,2*

Courbe 1 points noirs	: 7 h 40 TSV ;	$h = 30°$
Courbe 2 triangles noirs	: 10 h 42 TSV ;	$h = 37°$
Courbe 3 triangles blancs	: 14 h 11 TSV ;	$h = 50°$
Courbe 4 points blancs	: 16 h 51 TSV ;	$h = 25°$

b : *Indice foliaire* : 0,6

Courbe 1 points noirs	: 7 h 17 TSV ;	$h = 28°$
— 2 triangles noirs	: 10 h 08 TSV ;	$h = 54°$
— 3 triangles blancs	: 15 h 30 TSV ;	$h = 50°$
— 4 points blancs	: 17 h 35 TSV ;	$h = 21°$

c : *Sol nu*

Courbe 1 points noirs	: 7 h 58 TSV ;	$h = 32°$
— 2 triangles noirs	: 10 h 32 TSV ;	$h = 56°$
— 3 triangles blancs	: 13 h 56 TSV ;	$h = 54°$
— 4 points blancs	: 16 h 42 TSV ;	$h = 27°$

l'après-midi : NKEMDIRIM (1972), KALMA et BADHAM (1972), STANHILL et MORESHET (1968), STANHILL *et al.* (1971).

Par ciel couvert, il n'y a pas d'effet significatif de la hauteur du soleil (cf. § 3.2.).

4. 1.2. *Cas d'une culture jeune.*

Les variations de h et de D/G ne peuvent expliquer la dissymétrie journalière de l'évolution de l'albédo (pour h et D/G identiques, a_t est supérieur l'après-midi, figure 1 *b*). La figure 2 *b* montre que, si les valeurs de a_t sont plus élevées l'après-midi, par contre la composition spectrale de l'énergie réfléchie est la même.

Pour un sol nu, l'albédo varie fortement avec l'humidité superficielle du sol quels que soient h et D/G (fig. 6), voir aussi KALMA et BADHAM (1972) ; la composition spectrale de la lumière réfléchie reste la même (fig. 2 *c*). Il semble ainsi possible d'expliquer que les écarts d'albédos ou de facteurs de réflexion monochromatique entre le matin et l'après-midi :

— soient très importants par ciel clair (fort déssèchement du sol) et faible par ciel couvert (fig. 1 *b*, 3 *b*, 2 *b*, 4 *b*),

— diminuent lorsque la culture se développe (moindre importance de la contribution du sol : fig. 1 *b*, 1 *c*, 2 *b*, 2 *c*).

4. 2. — *Variations au cours de la saison de végétation*

Lorsque le sol est nu et maintenu humide, l'albédo varie très peu. Le développement de la culture augmente l'énergie réfléchie ainsi que l'amplitude entre les albédos instantanés ou horaires correspondants à des hauteurs de soleil extrêmes (fig. 7). Cette augmentation d'albédo s'atténue lorsque le couvert végétal atteint un indice foliaire voisin de 2. A l'apparition des épillets, on observe une nette diminution de a_h pour des faibles hauteurs du soleil.

Les variations de l'albédo s'accompagnent de modifications de la composition spectrale de l'énergie réfléchie ; en particulier, on note une atténuation très importante de la lumière visible et un enrichissement relatif en rayonnements infrarouges (fig. 8). La variation de a_λ en fonction de la longueur d'onde, pour la culture bien développée, est analogue à celle obtenue pour une feuille isolée (GAUSSMAN *et al.*, 1970).

5. — CONCLUSION : APPLICATIONS POSSIBLES DES RÉSULTATS

5. 1. — *Application à l'étude du bilan radiatif de l'ensemble sol-culture*

Le rayonnement net R_n peut s'exprimer par l'équation :

$$R_n = (1 - a)\, G + R_{ir}$$

où R_{ir} représente le bilan des rayonnements de grandes longueurs d'onde.

Lorsque l'albédo croît, le terme $(1 - a)\, G$ diminue et R_{ir} augmente (abaissement de la température de surface). Cependant, pour un couvert végétal bien développé, R_n dépend plus de l'énergie solaire absorbée que du bilan des rayonnements de grandes longueurs d'onde (SEGINER, 1969). Les modifications de l'albédo pourront donc entraîner des variations de l'évaporation du sol nu (ISRAELI, 1966) ou de l'ensemble sol-culture (SEGINER, 1969 ; MARTSOLF et DEKER, 1970), des températures

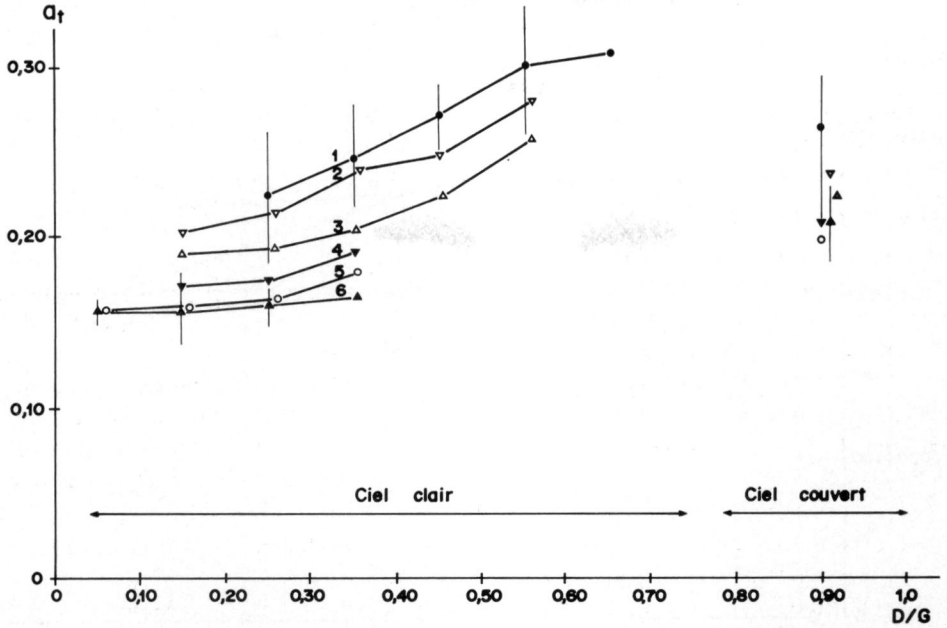


FIG. 5. — *Variations de* a_t *moyen* (valeurs du matin) *pour des classes de hauteur de soleil, en fonction du rapport D|G, par ciel clair et par ciel couvert*

Les traits verticaux correspondent à un intervalle de confiance de 95 p. 100. L'indice foliaire varie de 2,2 à 2,8

Courbe 1	points noirs	classe de hauteur	5°-15°
— 2	triangles renversés blancs	— —	15°-25°
— 3	triangles blancs	— —	25°-35°
— 4	triangles renversés noirs	— —	35°-45°
— 5	points blancs	— —	45°-55°
— 6	triangles noirs	— —	55°-65°

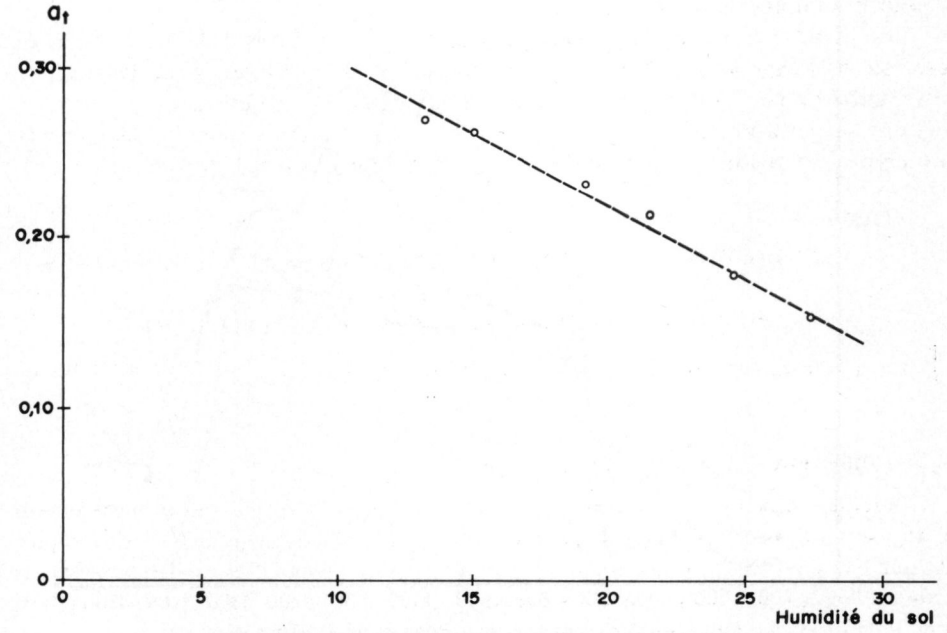


FIG. 6. — *Variations de l'albédo instantané* a_t *du sol nu pour tout* h *et D|G en fonction de l'humidité superficielle H* (2 premiers cm) *exprimée en pour cent du poids sec*

Équation de la droite de régression : $a_t = 38{,}8 - 0{,}85\ H$ ($r = 0{,}99$)

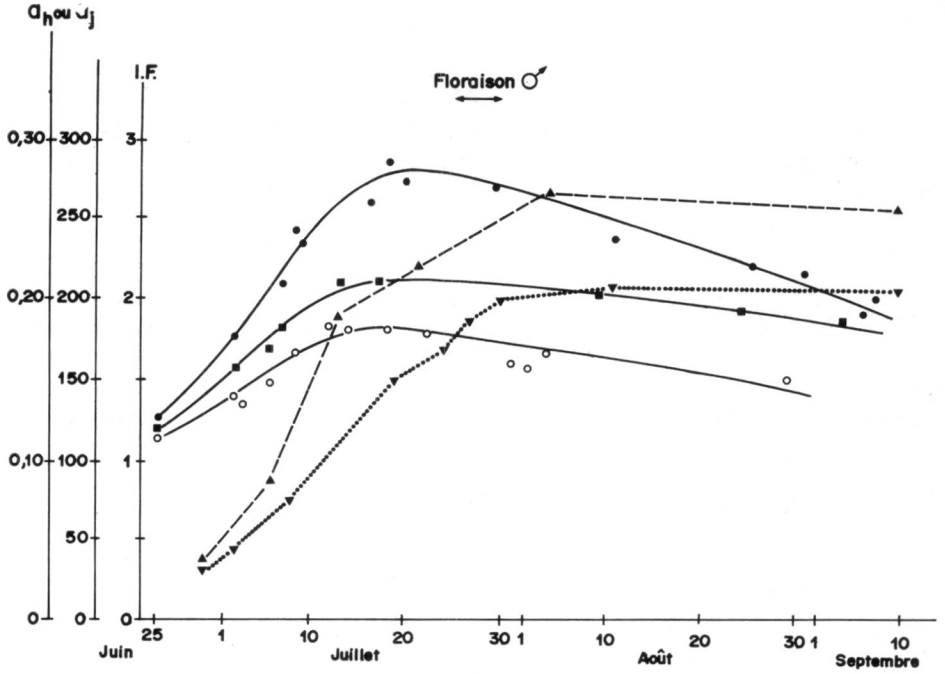


FIG. 7. — *Variations au cours de la saison de végétation* (1971)

— des albédos horaires a_h (matin) pour les classes de hauteur du soleil : 5°-15° (points noirs), 55°-65° (points blancs) et journaliers a_j (rectangles noirs) par ciel clair ;

— de l'indice foliaire (triangles noirs) et de la hauteur de la culture en cm (triangles renversés noirs).

FIG. 8. — *Variations de* a_λ *en fonction de* λ *à différents stades*

Courbe 1 (croix)	IF = 0	h = 53° D/G = 0,33	H = 24 p. 100
— 2 (points noirs)	IF = 0,6	h = 54° D/G = 0,24	
— 3 (carrés blancs)	IF = 1,2	h = 54° D/G = 0,28	
— 4 (triangles noirs)	IF = 2,6	h = 53° D/G = 0,24	

de surface du sol (STANHILL, 1965) et des feuilles (MARTSOLF et DECKER, 1970). L'influence de l'albédo sur ces paramètres sera plus ou moins importante selon le stade du développement de la culture (cf § 4. 2.).

5. 2. — *Application à la photosynthèse*

Les mesures ont été utilisées pour calculer l'énergie solaire captée par le couvert en début de végétation et après la floraison (CHARTIER *et al.*, 1973). Bien que l'albédo de l'ensemble sol culture augmente au cours du temps, les variations de composition spectrale observées conduisent à une meilleure captation de l'énergie utile pour la photosynthèse. La figure 9 *a* montre que la part des rayonnements visibles réfléchis

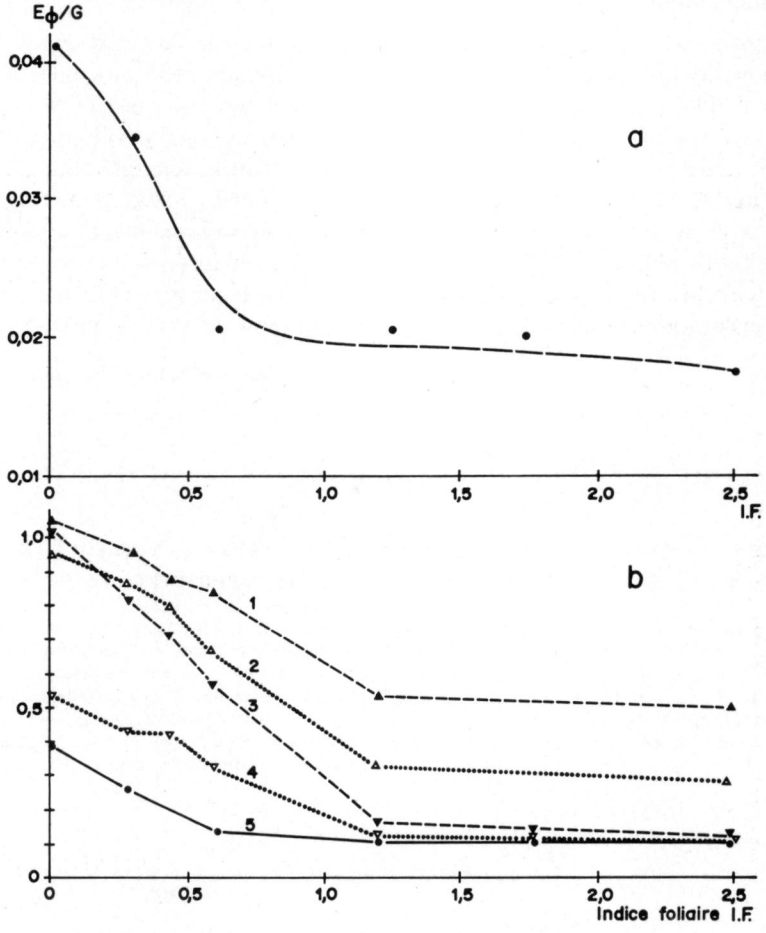


FIG. 9.

a : *Variations de l'énergie visible réfléchie E_φ par rapport au rayonnement global incident G, en fonction de l'indice foliaire*

b : *Variations des rapports des énergies réfléchies pour les longueurs d'onde 450, 550, 650, 800 nanomètres.*

Courbe 1 (triangles noirs) E_{650}/E_{550}
— 2 (triangles blancs) E_{550}/E_{800}
— 3 (triangles renversés noirs) E_{650}/E_{800}
— 4 (triangles renversés blancs) E_{450}/E_{800}
— 5 (points noirs) E_φ/E

E_φ diminue fortement pendant la phase d'implantation de la culture (indice foliaire inférieur à 1) puis reste sensiblement constante. Le pourcentage d'énergie captée est alors maximal et ne varie plus avec l'augmentation de l'indice foliaire.

5. 3. — *Application à la télédétection*

Cette étude montre qu'il est possible d'envisager l'estimation à distance :

— de l'humidité superficielle du sol nu, par la mesure de son albédo (fig. 6),

— des indices foliaires peu élevés du couvert végétal en mesurant la composition spectrale de la lumière réfléchie ou seulement certains facteurs de réflexion monochromatiques (fig. 8).

Pour essayer d'obtenir une plus grande précision sur l'estimation de l'indice foliaire, nous avons calculé les rapports entre les énergies réfléchies pour certaines longueurs d'onde : E_{450}/E_{800}, E_{550}/E_{800}, E_{650}/E_{800}, afin d'avoir un écart maximum entre les valeurs correspondant au sol nu et à celles d'une culture bien développée (fig. 9 *b*). Il apparaît, dans tous les cas, que cette méthode n'est utilisable que pour les indices foliaires inférieurs à 1,5, et que le meilleur rapport serait E_{650}/E_{800}. Sur la figure 9 *b*, nous avons porté également l'évolution de la part des rayonnements visibles dans la lumière totale réfléchie : E_φ/E ; ce rapport nous semble intéressant car les niveaux d'énergie sont beaucoup plus grands et les mesures peuvent être effectuées avec des appareils classiques : cellules (Lambda) et pyranomètres de Moll (Kipp).

Reçu pour publication en juin 1974.

SUMMARY

NET ASSIMILATION, WATER USE AND MICROCLIMATE OF A MAIZE CANOPY.
V. — QUANTITY AND QUALITY OF THE DEFLECTED LIGHT

Albedo and monochromatic reflexion factor of an irrigated maize canopy have been studied in sunny or cloudy days for different stages of growth. On sunny days and for a well developped crop the albedo decreases with sun height and increases with the ratio of sky diffuse radiation over global radiation (fig. 5). The albedo of a bare soil increases from morning to night as long as the upper layer of soil is drying (fig. 6). On cloudy days, all these effects are reduced. At last the relative increase of near infrared in the reflected light for a young crop gives some possibilities tc measure by remote sensing the leaf area index at this stage of growth (fig. 9).

ZUSAMMENFASSUNG

NETTOASSIMILATION, WASSERAUFNAHME
UND MIKROKLIMA EINES MAISBESTANDES.
V. — MENGE UND QUALITÄT DES ZURÜCKGESTRAHLTEN SONNENLICHTES

Man untersuchte bei klarem und bedecktem Himmel während des Tagesablaufes bei verschiedenen Wachstumsstadien die Veränderungen des « Albedos » (Verhältnis zwischen der aufgestrahlten Lichtmenge und der durch einen nicht leuchtenden Körper zerstreuten Lichtmenge) und des monochromatischen Reflexionskoeffizienten einer bewässerten Maiskultur.

Bei klarem Himmel vermindert sich das Albedo bei einem gut entwickelten Bestand mit der Sonnenhöhe und nimmt mit der relativen Zunahme des diffusen Strahlungsanteils an der Gesamtstrahlung zu (dargestellt durch das Verhältnis D/G [figur 5]). Es konnte auch festgestellt werden, dass bei klarem Himmel das « Albedo » eines unbedeckten Bodens oder einer jungen Kultur im Verlaufe des Tages zunimmt, dank oberflächlicher Austrocknung des Bodens (figur 6).

Bei bedecktem Himmel sind alle diese Erscheinungen schwächer. Die relative Anreicherung von zurückgestrahltem Licht im Infrarot erlaubt es schlussendlich Messungen von kleinen Blattflächenindizes durch Fernmessung ins Auge zu fassen.

РЕЗЮМЕ

Чистая ассимиляция, употребление влаги и микроклимат кукурузного поля. — V. Количество и качество отраженного солнечного света.

ВАРЛЕ-ГРАНШЕ К.

В светлую и облачную погоду измерялись изменения альбедо и коэффициентов монохроматического отражения культурой орошаемой кукурузы. Измерения проводились в течении дня на разных стадиях роста растений. В светлую и ясную погоду и у хорошо раввитой культуры альбедо уменьшается с высотой солнца, и увеличивается по мере относительного увеличения количества рассеянного света в общем освещении, характеризующегося соотношением D/g (Рисунок 5). Когда небо безоблачно, альбедо голой почвы, или молодой культуры также увеличивается в течении дня, из-за поверхностного высыхания почвы (Рисунок 6). В облачные дни все эти эффекты скрадываются. И, наконец, относительное обогащение отраженного света близкими инфракрасными лучами, позволяет провести измерения слабых листовых показателей при помощи теледетекции.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BEVERLY S., 1972. Reflectance studies of healthy maize mosaïc virus infected and helminthosporium maydis infected corn leaves. *Remote sensing of environment*, **2**, 77-81.

CHARTIER P., PERRIER A., 1971. *La télédétection des ressources naturelles*. Journées d'Étude 26-27 octobre. Centre National d'Études Spatiales, Paris.

CHARTIER P., BONHOMME R., VARLET GRANCHER C., 1973. Captation de l'énergie solaire par une culture de maïs. Congrès International : *Le soleil au service de l'homme*, Paris, V2, 1-11.

COULSON K. L., REYNOLDS A., 1971. The spectral reflectance of natural surfaces. *J. Appl. Meteorol.* **10**, 6, 1285-1295.

GAUSSMAN H. W., ALLEN W. A., SCHUEPP M., WIEGAND C. L., ESCOBAR D. E., RODRIGUEZ R. R., 1970. Reflectance transmittance and absorptance of light of leaves for 11 plant genera with different leaf mesophyll arrangements. *Texas Agric. Exp. Stn., Tec. Monograph*, 7, 38 p.

ISRAELI M., 1966. *The effect of soil surface condition on the energy budget, soil temperatures and evaporation rate*. Thesis, Fac. Agr. Hebrew Univ. Jerusalem, 77 p.

KALMA J. D., BADHAM R., 1972. The radiation balance of a tropical pasture, I. The reflectance of shortwave radiation. *Agr. Meteorol.*, **10**, 251-259.

KVET J., ONDOK J. P., NECAS J., JARVIS P. G., 1971. Methods of growth analysis. In : *Plant Photosynthetic Production, Manual of Methods*. Junk, The Hague, 348-384.

MARTSOLF J. D., DECKER W. L., 1970. Microclimate modification by manipulation of net radiation. *Agr. Meteorol.*, **7**, 197-216.

NKEMDIRIM L. C., 1972. A note on the albedo of surfaces. *J. Appl. Meteorol.*, **11**, 5, 867-874.

PETTRY D. E., NEWHOUSE M. E., DUNON E. M., SCOTT J. H., 1971. Remote sensing in Virginia Agriculture. *Virginia Polytechnic Institute and State University, Research division Report* 71, 7 p.

SCOTT D., MENALDA P. H., BROUGHAM R. W., 1968. Spectral analysis radiation transmitted and reflected by different vegetations. *New Zealand J. of Botany*, 427-449.

SEGINER I., 1969. The effect of albedo on the evaporation rate. *Agr. Meteorol.*, **6**, 5-31.

STANHILL G., 1965. Observation on the reduction of soil temperatures. *Agr. Meteorol.*, **2**, 3, 197-203.

STANHILL G., MORESHET C., 1968. The effect of crop and climatic factors on the radiation balance of an irrigated maïze crop. *J. Appl. Ecol.*, **5**, 707-710.

STANHILL G., FUCHS M., OGUNTOYINBO J. S., 1971. The accuracy of field measurements of solar reflectivity. *Arch. Meteorol. Bioklimatol.*, **19**, 113-132.

THOMAS J. R., NAMKEN L. M., OERTHER G. F., BROWN R. G., 1971. Estimating leaf water content by reflectance measurements. *Agron. J.*, **63**, 6, 845-847.

Ann. agron., 1974, **25** (6), 811-819.

UTILISATION DE L'ÉNERGIE SOLAIRE PAR UNE CULTURE DE *VIGNA SINENSIS*

III. — Évolution du rendement énergétique pendant la phase végétative

C. VARLET GRANCHER et R. BONHOMME

Station de Bioclimatologie,
Centre de Recherches agronomiques des Antilles et de la Guyane, I. N. R. A.,
Domaine Duclos,
97170 Petit-Bourg (Guadeloupe)

RÉSUMÉ

L'évolution du rendement énergétique (énergie stockée sous forme de matière sèche/énergie incidente) d'une culture de *Vigna sinensis* au cours de la phase végétative a été étudiée en considérant le rendement par rapport à l'énergie absorbée (énergie de la matière sèche/énergie utile absorbée) et l'efficacité de l'interception des rayonnements solaires par la végétation (énergie utile absorbée/énergie incidente).

Le rendement énergétique global du *Vigna sinensis* pour la phase végétative (50 jours environ) est très faible : 0,0078 ; il résulte d'un mauvais rendement par rapport à l'énergie absorbée (0,034) et d'une efficacité moyenne de l'interception (0,23).

I. — INTRODUCTION

La photosynthèse transforme l'énergie solaire en énergie chimique potentielle contenue dans la matière sèche accumulée par les couverts végétaux au cours de leur croissance. Le rendement énergétique d'une culture (ε) est donc défini par le rapport, pendant un même intervalle de temps et pour une même surface, entre l'énergie totale stockée M et l'énergie incidente G.

De nombreux auteurs, Baldy et Jonard (1969), Nichiporovich (1968), Loomis et William (1962), Wassink (1968), ... ont étudié les variations de ε à différents stades de végétation et pour différents couverts végétaux. En fait ce rendement de la culture par rapport à l'énergie incidente dépend :

— du rendement par rapport à l'énergie solaire absorbée :

$$\varepsilon_p = \frac{\text{M (énergie de la matière sèche produite)}}{\text{G' (énergie utile absorbée par la culture)}}$$

— de l'efficacité de l'interception des rayonnements solaires par la végétation :

$$\varepsilon_i = \frac{\text{G' (énergie utile absorbée)}}{\text{G (énergie incidente)}}$$

Il est possible d'écrire : $\varepsilon = \varepsilon_p \times \varepsilon_i$.

Nous avons étudié les variations de ces différents rendements pendant la phase végétative d'une culture de *Vigna sinensis*.

2. — MÉTHODES ET TECHNIQUES

Le couvert végétal étudié est une culture de *Vigna sinensis* variété V 53, semée à raison de 20 plantes par mètre carré.

L'indice foliaire *f* (surface de feuilles par unité de surface de sol) est calculé à partir d'une corrélation entre le produit longueur (L) × largeur (l) et la surface (S) de chaque feuille :

$$S_{cm^2} = 0{,}65\ (L_{cm} \times l_{cm}) + 1{,}1 \qquad \text{avec } r = 0{,}98$$

L'évolution de la matière sèche totale (feuilles + tiges + racines) ou des feuilles seules est obtenue à partir du prélèvement de plusieurs plantes dans la culture au cours de la croissance. Les échantillons sont désséchés en étuve à 80°C pendant 24 heures.

Les mesures des éclairements énergétiques dus au rayonnement global G, au rayonnement diffusé par le ciel et les nuages D, au rayonnement réfléchi par l'ensemble sol-culture E, sont effectuées par trois pyranomètres de Moll placés horizontalement. Le premier donne G, le second muni d'une bande pare-soleil du type Schuepp : D, le troisième dirigé vers le bas et toujours placé à 1 mètre au-dessus de la culture : E. L'énergie totale transmise au sol est obtenue par plusieurs pyranomètres linéaires (Combres *et al.*, 1970) montés en série ; la part renvoyée vers la couche de végétation est estimée à partir de la mesure de l'albédo du sol. Les mesures de G et de D permettent d'évaluer l'énergie incidente utile pour la photosynthèse (Varlet Grancher, 1974), celle qui est réfléchie est mesurée par une cellule Lambda et celle qui est transmise est estimée (Varlet Grancher et Bonhomme, 1971) à partir de la mesure de l'évolution de la proportion des taches de soleil au niveau du sol et la connaissance des coefficients de transmission des feuilles de *Vigna* dans le visible et le proche infra-rouge (Bonhomme *et al.*, 1974). La photosynthèse étant proportionnelle au nombre de photons reçus, toutes les énergies sont exprimées en einsteins par m^2 et par seconde (1 einstein = $6{,}023 \cdot 10^{23}$ quantum ; ainsi G = 1 000 W m^{-2} ~ 2 200 micro einsteins m^{-2} par seconde), et les énergies utiles pour la photosynthèse sont affectées de l'indice ψ.

La conversion en énergie de la matière sèche produite a été obtenue par la relation :

1 g de matière sèche produite sur 1 m^2 de sol = 0,076 einsteins par m^2, d'après Kvet et Marshall (1971) et Kubin (1971).

3. — RÉSULTATS

3. 1. — *Évolution de la matière sèche produite*

La figure 1 montre l'évolution de la matière sèche produite sur un mètre carré de sol en fonction de l'indice foliaire (matière sèche présente sur le terrain au moment où sont atteints les différents indices foliaires).

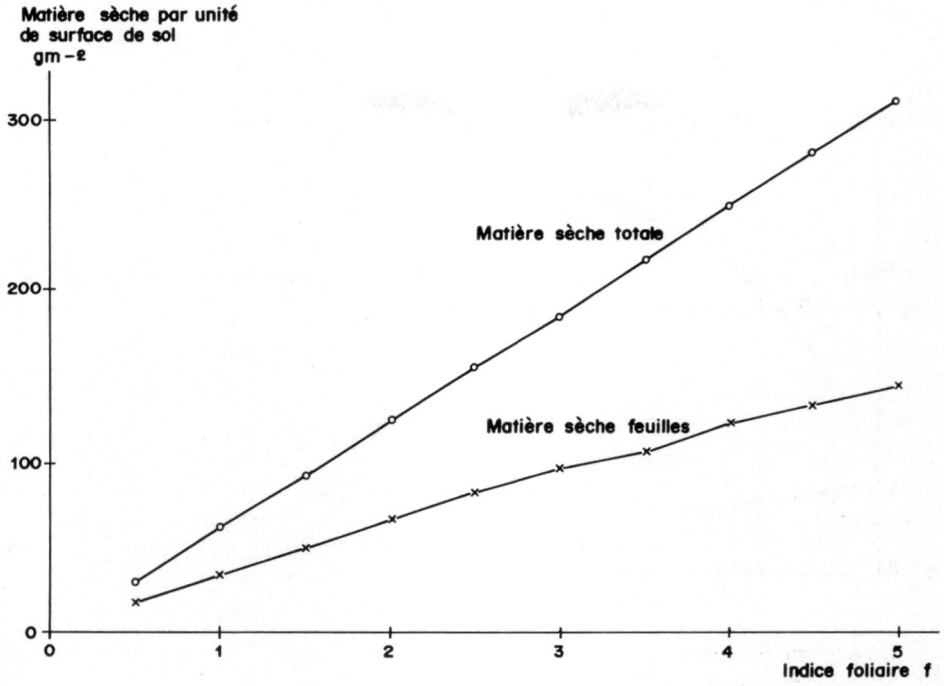


FIG. 1. — *Évolution de la matière sèche totale* (feuilles + tiges + racines) *et de celle des feuilles par unité de surface de sol, en fonction de l'indice foliaire* f

3. 2. — *Évolution de l'énergie interceptée*

L'énergie interceptée par la couche de végétation est égale à : énergie totale incidente (G) — énergie réfléchie par l'ensemble sol-culture (aG) — énergie transmise au sol (tG) + énergie transmise et réfléchie par le sol $\{ a_0(t\mathrm{G}) \}$; a_0 et a sont les coefficients de réflexion du sol et de l'ensemble sol-culture, t le coefficient de transmission du couvert végétal.

La proportion d'énergie interceptée est donc :

$$\begin{aligned} c &= \{ \mathrm{G} - a\mathrm{G} - t\mathrm{G} + a_0(t\mathrm{G}) \} / \mathrm{G} \\ &= 1 - a - t + a_0 t \end{aligned}$$

De la même façon, la part des photons utiles pour la photosynthèse interceptée est :

$$\begin{aligned} c_\psi &= \{ \mathrm{G}_\psi - a_\psi \mathrm{G}_\psi - t_\psi \mathrm{G}_\psi + a_{0\psi}(t_\psi \mathrm{G}_\psi) \} / \mathrm{G}_\psi \\ &= 1 - a_\psi - t_\psi + a_{0\psi} t_\psi \end{aligned}$$

L'efficience de l'interception est alors : $\varepsilon_i = c_\psi \times \mathrm{G}_\psi / \mathrm{G}$.

Les variations de a, t, c, a_ψ, t_ψ, c_ψ sont représentées sur la figure 2, en fonction de l'indice foliaire. Les coefficients a, t, c, t_ψ et c_ψ varient beaucoup pour les faibles valeurs de f alors que a_ψ reste relativement constant.

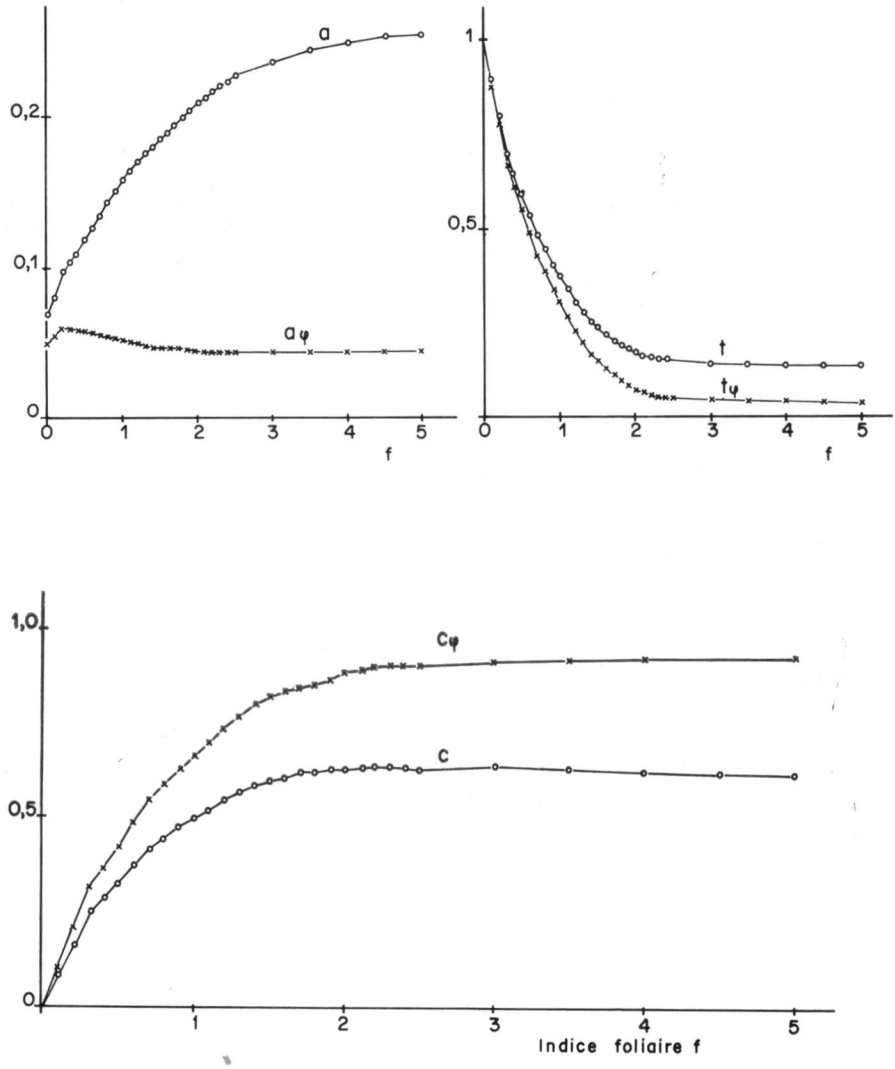


FIG. 2. — *Variations des coefficients de réflexion :* a, a_ψ, *de transmission :* t, t_ψ, *d'absorption :* c, c_ψ *du couvert végétal en fonction de l'indice foliaire* f

3. 3. — *Évolution du rendement énergétique global* ε, *du rendement par rapport à l'énergie absorbée* ε_p *et de l'efficience de l'interception* ε_i

Les variations de ε_p, ε_i et ε en fonction de f sont portées sur la figure 3 ; les intervalles de temps considérés correspondent à des accroissements d'indice foliaire de 0,5.

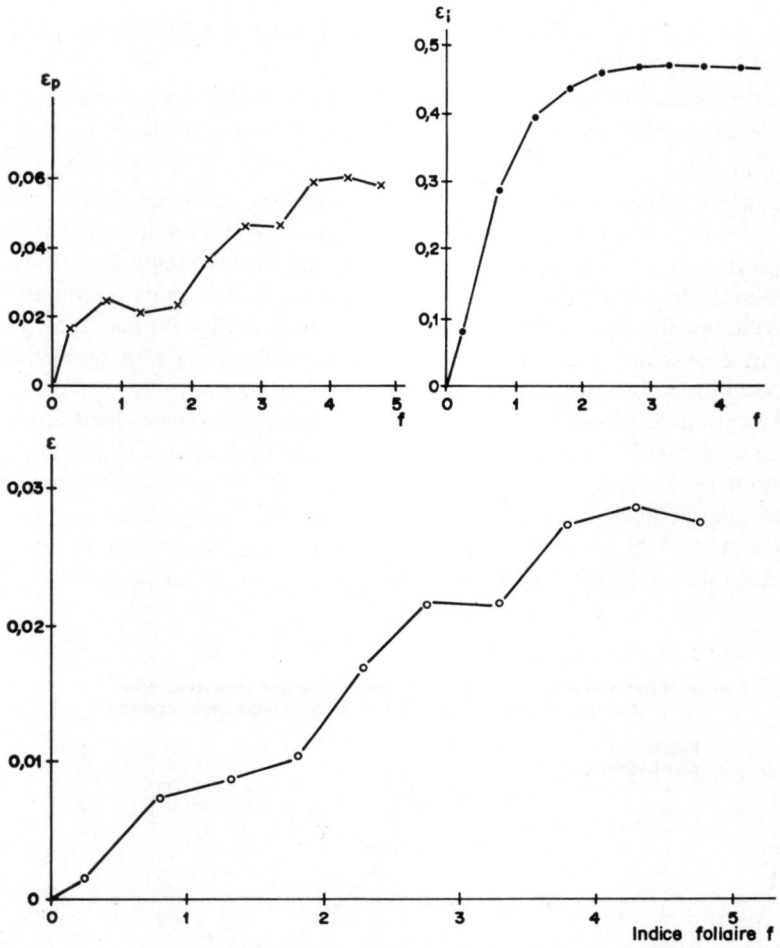


FIG. 3. — *Évolution du rendement énergétique* ε, *du rendement par rapport à l'énergie absorbée* ε_p *et de l'efficience de l'interception* ε_i, *en fonction de l'indice foliaire*

L'interception de l'énergie augmente fortement avec le développement de la culture jusqu'à un indice foliaire de 2, puis reste constant. On peut donc distinguer deux phases : l'une où les valeurs de ε_i sont plus faibles et variables (de 0 à 0,46) et l'autre où ε_i est élevé et constant (0,46).

Le rendement par rapport à l'énergie absorbée ε_p et celui de l'interception de la lumière ε_i augmentant avec f, ε varie dans le même sens. Le rendement énergétique

de la culture ε est toujours très faible ; sur l'ensemble du cycle végétatif (50 jours environ) ε' est de 0,0078, alors que les valeurs pour ε'_i et ε'_p sont respectivement de 0,232 et 0,0336.

4. — DISCUSSION

Le rendement global de l'interception de l'énergie par la culture sur l'ensemble de son cycle végétatif ε'_i résulte :

a) du niveau de l'efficience ε_i à chaque stade de développement,

b) de l'évolution de ε_i, c'est-à-dire de l'importance relative des deux phases (§ 3. 3.).

La photosynthèse n'utilisant que les photons des rayonnements visibles, l'efficience de l'interception de la lumière ne peut pas être supérieure à la proportion de l'énergie utile pour la photosynthèse dans l'énergie totale incidente : $G_\psi/G \sim 0{,}50$. Une amélioration notable de ε'_i ne peut donc être envisagée qu'en diminuant la durée de la période pendant laquelle les valeurs de ε_i sont les plus faibles. L'augmentation de la densité de semis permet d'obtenir un indice foliaire élevé plus rapidement (VARLET GRANCHER et BONHOMME, 1972).

L'évolution du rendement par rapport à l'énergie absorbée ε_p peut être expliquée par l'accroissement de la capacité photosynthétique du feuillage et par une meilleure distribution de l'énergie (CHARTIER, 1966). En effet la capacité photosynthétique maximale des feuilles de *Vigna* augmente avec leur ordre d'apparition (fig. 4 *a*, courbes 1 et 2) et le pourcentage d'énergie interceptée par chaque unité de surface foliaire décroit avec le développement de la culture (fig. 4 *b*). De plus, il faut remarquer

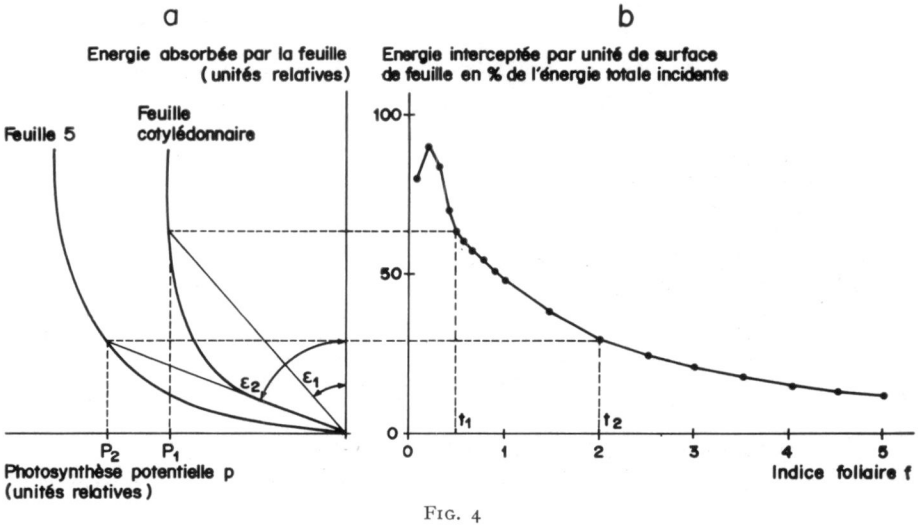


FIG. 4

a : *Photosynthèse potentielle* (P en unités relatives) *d'une feuille cotylédonnaire et d'une cinquième feuille de* Vigna sinensis *en fonction de l'énergie absorbée* (unités relatives).

b : *Variations du pourcentage d'énergie incidente interceptée par unité de surface de feuille en fonction de l'indice foliaire* f.

que le rendement ε_p qui a été défini ne traduit pas rigoureusement l'efficacité du processus photosynthétique, puisque la matière sèche mesurée ne tient pas compte des pertes dues à la respiration pendant l'intervalle de temps considéré ; dans le cas du *Vigna sinensis*, plante de type « C_3 », la diminution de l'éclairement moyen de chaque feuille doit abaisser la photo-respiration et par conséquent contribuer à l'accroissement de ε_p.

5. — CONCLUSION

Les faibles valeurs de l'efficience ε résultent essentiellement du rendement par rapport à l'énergie absorbée ε_p ; cependant, au cours de la phase d'implantation de la culture, l'interception de l'énergie est le facteur le plus limitant. L'amélioration du rendement énergétique peut donc être obtenue par la sélection de variétés à pouvoir photosynthétique élevé (et dont la disposition des feuilles est telle que la répartition de l'énergie soit optimale) mais aussi par le choix de plantes à grande vitesse de mise en place du feuillage.

Les résultats obtenus montrent que les rendements énergétiques varient beaucoup au cours du développement de la culture ($\varepsilon = 0{,}0012$ pour $f = 0{,}25$; $\varepsilon = 0{,}029$ pour $f = 4{,}25$) ou à un stade donné ($f = 0{,}25$) selon que l'on considère l'énergie globale incidente (0,0012), l'énergie utile incidente (0,0024), l'énergie utile captée (0,016). La comparaison de différents résultats ne devra donc être faite qu'en portant une attention toute particulière à l'échelle de temps et à l'énergie auxquelles on se réfère.

Reçu pour publication en juin 1974.

SUMMARY

USE OF SOLAR RADIATION BY A CROP OF *VIGNA SINENSIS*. III. — EFFICIENCY OF ENERGY CONVERSION

Efficiency of energy conversion as related to incident global radiation for a crop of *Vigna sinensis* has been studied. The efficiency of energy conversion is parted in two components :

— efficiency of biological processes of photosynthesis and respiration ;
— efficiency of trapping incident solar energy.

For the vegetative period (from 0 to 50 days old plants) the efficiency of energy conversion is equal to 0,0078 ; the efficiency of biological processes accounts for 0,034 and the efficiency of trapping accounts for 0,23.

ZUSAMMENFASSUNG

NUTZUNG DER SONNENENERGIE DURCH *VIGNA SINENSIS*. III. — VERLAUF DER ENERGIELEISTUNG WÄHREND DER WACHSTUMSPHASE

Die Entwicklung der Energieleistung (als Trockensubstanz gespeicherte Energie/einfallende Energie) einer Pflanzung von *Vigna sinensis* während der Wachstumsperiode, wurde unter dem Gesichtspunkt des Ertrags im Vergleich zur absorbierten Energie (Energie der Trockensubstanz/

absorbierte Energie) und des Wirkungsgrades des durch die Vegetation aufgefangenen Sonnenlichts (absorbierte Energie/einfallende Energie) untersucht.

Der gesamte Energieertrag von *Vigna sinensis* während einer Wachstumsperiode (ca. 50 Tage) ist sehr gering : 0,0078 ; er setzt sich aus einem im Verhältnis zur absorbierten Energie schlechten Ertrag (0,034) und einem mittelmässigen Wirkungsgrad für das einfallende Sonnenlicht (0,23) zusammen.

РЕЗЮМЕ

Употребление солнечной энергии культурой коровьего гороха. — III. Эволюция энергитической продуктивности в течении вегетативной фазы.

ВАРЛЕ-ГРАНШЕ К., БОНОММ Р.

Изучалась эволюция энергитической продуктивности (энергия находящаяся в запасе в форме сухого вещества — случайная энергия) культуры *Vigna sinensis* в течении ее вегетативной фазы. Причем, продуктивность рассматривалась по отношению к поглощенной энергии (энергия сухого вещества/поглощенная полезная энергия) и эффективности перехвата растительностью солнечных лучей (поглощенная полезная энергия/случайная энергия).

Общая энергитическая продуктивность культуры *Vigna sinensis* в течении вегетативной фазы (50 дней) очень слаба : 0,0078; это происходит из-за слабости продуктивности поглощенной энергии (0,03) и средней эффективности перехвата (0,23).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BALDY C., JONARD P., 1969. Contribution à l'étude du rendement photosynthétique du blé. *C. R. Acad. Sci. Paris. Série D*, **268**, 1296-1299.

BONHOMME R., 1970. Analyse de la surface des taches de soleil, de l'indice foliaire et de l'inclinaison moyenne des feuilles à l'aide de photographies hémisphériques. In : *Réponse des plantes aux facteurs climatiques*, Uppsala, UNESCO, 1973 ; 369-376.

BONHOMME R., VARLET GRANCHER C., ARTIS P., 1974. Utilisation de l'énergie solaire par une culture de *Vigna sinensis*. II. Assimilation nette et accroissement de matière sèche, influence du phototropisme sur la photosynthèse des premières feuilles. *Ann. agron.*, **25**, 1, 49-60.

CHARTIER P., 1966. Assimilation nette d'une culture couvrante. I. Détermination de l'assimilation nette de la culture à partir d'une analyse théorique. *Ann. Physiol. vég.*, **11**, 3, 221-263.

COMBRES J.-C., BONHOMME R., BALDY C., GOILLOT C., de PARCEVAUX S., 1970. Un pyranomètre linéaire destiné à mesurer le rayonnement sous couvert végétal. In : *Techniques d'étude des facteurs physiques de la biosphère*. I. N. R. A., Paris, 59-70.

KUBIN S., 1971. Measurement of radiant energy. In : *Plant Photosynthetic Production*, Manual of methods. Junk, The Hague, 702-763.

KVET J., MARSHALL J. K., 1971. Assessment of leaf area and other assimilating plant surface. In : *Plant Photosynthetic Production*, Manual of methods. Junk, The Hague, 517-546.

LOOMIS R. S., WILLIAM W. A., 1962. Maximum crop productivity : an estimate. *Crop Sci.*, **3**, 67-72.

NICHIPOROVICH A. A., 1968. Evaluation of productivity by studying photosynthesis as a function of illumination. In : *Fonctionnement des écosystèmes terrestres au niveau de la production primaire*. Copenhague, UNESCO, 261-270.

VARLET GRANCHER C., BONHOMME R., 1971. Assimilation nette, utilisation de l'eau et microclimatologie d'un champ de maïs. III. Composition spectrale de la lumière dans la culture. *Ann. agron.*, **22**, 5, 515-525.

VARLET GRANCHER C., 1974. Assimilation nette, utilisation de l'eau et microclimatologie d'un champ de maïs. V. Évolution de la quantité et de la qualité de la lumière solaire réfléchie. *Ann. agron.*, **25** (6), 797-810.

VARLET GRANCHER C., BONHOMME R., 1972. Development of foliage, dry matter and yield in *Vigna sinensis* stands of different density. *Xth Annual Meeting C. F. C. S., Puerto-Rico*, june 11-17 (sous presse).

VARLET GRANCHER C., 1974. Mesures et estimations de la quantité et de la qualité de l'énergie solaire reçue sur des plans diversement orientés. *Agr. Meteorol.* (sous presse).

WASSINK E. C., 1968. Light energy conversion in photosynthesis and growth of plants. In : *Fonctionnement des écosystèmes terrestres au niveau de la production primaire*. Copenhague, UNESCO, 53-66.

Ann. agron., 1974, **25** (6), 821-836.

INFLUENCE DE DIFFÉRENTS RÉGIMES HYDRIQUES SUR L'ABSORPTION DE L'EAU ET DES ÉLÉMENTS MINÉRAUX PAR LES CULTURES

III. — Alimentation minérale des plantes en culture irriguée ou non, et répercussions sur la fertilisation

R. BLANCHET, M. BOSC, C. MAERTENS et J.-R. MARTY
avec la collaboration technique de M. Cabelguenne, Nicole Bosc, N. Gelfi, et du Laboratoire d'Analyse des Végétaux de Lucé

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches de Toulouse, I. N. R. A.,
B. P. 12, 31320 Castanet Tolosan

RÉSUMÉ

La nutrition minérale de cultures placées dans diverses conditions d'alimentation hydrique est étudiée au champ sur tournesol sec ou irrigué, et sur plusieurs fourrages diversement alimentés en eau. Quoique les besoins minéraux soient plus élevés, l'irrigation augmente généralement la teneur des plantes en N, P et K, dans des proportions variées ; les quantités totales d'éléments absorbés sont fortement accrues. Cet effet est dû à l'amélioration de l'ensemble des conditions de nutrition : exploration racinaire de la couche arable enrichie par la fertilisation, diffusion des ions, transferts par les flux hydriques.

En culture sèche, la dessiccation de la couche arable restreint beaucoup la nutrition minérale ; le sous-sol peut contribuer à l'assurer, s'il est suffisamment exploré par les racines (luzerne par exemple).

Les bases de raisonnement de la fertilisation dans ces diverses conditions sont discutées : adaptation des fumures aux exigences et aux exportations des récoltes en culture irriguée, possibilités et difficultés de l'amélioration des techniques de fertilisation en conditions sèches.

INTRODUCTION

Dans deux précédents mémoires, nous avons étudié d'abord la répartition des systèmes racinaires et les modalités de l'alimentation en eau en fonction du régime hydrique (ce terme désignant globalement les quantités d'eau disponibles pour les

cultures, à partir des réserves du sol et de l'irrigation), puis l'influence de l'humidité du sol et des flux hydriques sur les principaux processus conditionnant la nutrition minérale. Nous rappellerons très brièvement les principales conclusions obtenues :

a) Le régime hydrique modifie peu la répartition des systèmes racinaires dans le profil, du moins dans les sols bruns, profonds et de texture assez fine que nous avons étudiés. Par contre, l'alimentation hydrique s'effectue très différemment en condition sèche et irriguée ; avec irrigation, les flux hydriques s'établissent préférentiellement dans la couche arable et le proche sous-sol, bien explorés par les racines, et généralement enrichis par les apports d'engrais. En culture sèche, la participation des horizons profonds à l'alimentation en eau est beaucoup plus importante ; les racines y étant plus éloignées les unes des autres, les flux hydriques s'établissent sur des distances plus longues, et sont en général insuffisants pour assurer l'évapotranspiration maximale (MAERTENS et CABELGUENNE, 1971 ; MAERTENS *et al.*, 1er mémoire, 1974).

b) La diffusion propre des ions minéraux vers les racines est fortement réduite lorsque le sol se dessèche, surtout en ce qui concerne les ions peu mobiles tels que les phosphates. Toutefois, l'enrichissement du sol permet de pallier partiellement cette difficulté. Les flux hydriques sont susceptibles de transporter vers les racines, sur des distances relativement longues, des quantités assez importantes d'ions minéraux mobiles (NO_3^-, K^+, Ca^{++}...) ; le transport des cations dépend néanmoins largement de la CEC du sol. Les processus de transfert sont plus complexes que le simple déplacement d'une « solution du sol ». L'exploration du sol par les racines est enfin un facteur très important, surtout lorsque la diffusion est prépondérante (BLANCHET *et al.*, 1972, et 2e mémoire, 1974).

Ces faits de divers ordres étant acquis, nous voudrions tâcher de dégager ici une synthèse relative à la nutrition minérale des cultures sous différents régimes hydriques, et d'en discuter les répercussions concernant la conduite de la fertilisation. Pour cela nous examinerons, à la lumière des processus précédemment mis en évidence, les résultats de diverses expérimentations et mesures réalisées au champ. Nous nous attacherons d'abord, de manière un peu détaillée, au comportement d'une culture annuelle prise comme exemple (tournesol), puis nous verrons plus brièvement les données relatives à d'autres espèces cultivées, notamment des prairies qui présentent des caractères quelque peu différents.

I. — MÉTHODES EXPÉRIMENTALES

A. — *Pédoclimat*

Ces études sont conduites sur un sol brun limono-argileux formé sur alluvions récentes, dont le tableau 1 indique les principales caractéristiques. Ses réserves hydriques utilisables sont importantes (de l'ordre de 250 mm) ; malgré une structure assez fragile, l'exploration par les racines est généralement correcte, et les systèmes racinaires de la plupart des cultures atteignent le plus souvent une profondeur supérieure à un mètre (MAERTENS et MARTY, 1972). Le climat est sec en été, avec une évapotranspiration potentielle moyenne journalière, mesurée sur fétuque Manade, d'environ 5,5 mm par jour en juillet-août, et un déficit climatique estival ETP-Pluies de l'ordre de 400 mm (PUECH et HERNANDEZ, 1973).

TABLEAU I

Principales caractéristiques du sol étudié
(parcelles avec fumure = restitutions)

Profondeur (cm)	0-20	20-40	40-60
Constituants (% de terre fine) :			
Argile	23	23	34
Limons 2-50 μ	42	45	35
Sables fins	17	16	15
Sables grossiers	15	14	13
Matière organique	1,5	1,5	0,7
pH	7,2	7,2	7,3
Capacité d'échange (méq/kg)	140	145	240
K échangeable (méq/kg)	3	3	3,5
P_2O_5 assimilable Dyer (‰)	0,13	0,07	—
Stabilité structurale :			
Indice S	3,8	5,5	—
Indice K	2,5	1,3	—

B. — *Expérimentation sur tournesol*

Cette étude a été réalisée en 1972 sur un dispositif permanent de comparaison de fumures phosphatées croissantes, implanté en 1968 et comportant des doses annuelles de 0, 40, 70 et 140 kg/ha P_2O_5. Les fumures azotées et potassiques sont abondantes, ainsi que les apports de soufre. Des contrôles de teneurs en P du sol ont été effectués après la récolte du tournesol (méthode JORET-HÉBERT, 1955) ; ces teneurs se sont nettement différenciées sous l'effet des fumures successives.

Ce dispositif comprend quatre répétitions disposées en quatre blocs, et un split-plot a été réalisé de manière que chaque parcelle comporte une moitié en culture sèche et l'autre moitié en culture irriguée assurant l'évapotranspiration maximale. Des profils hydriques permanents contrôlés par humidimètre à neutrons (MAERTENS et MARTY, 1972), ont été implantés sur les principaux traitements secs et irrigués. Des prélèvements de plantes pour analyse et contrôle de la nutrition minérale ont été effectués au stade bouton floral = 3 cm de diamètre, et à la pleine floraison. L'examen des racines a été réalisé à l'aide de profils culturaux (HÉNIN *et al.*, 1969), de mesures systématiques (MAERTENS, 1964 *b*), et, en fin de végétation, par prélèvement de « bols racinaires », de la manière suivante : découpage, autour de 6 pieds, d'un cube d'arête 20 cm, élimination de la terre par lavage, pesée de ce bol racinaire, comptage du nombre de racines principales partant du pivot, et notation comparative de leur degré de ramification (racines nues = 1 ; peu ramifiées = 2 ; bien ramifiées = 3 ; très ramifiées = 4). Ces dernières données ont été ensuite regroupées sous forme d'un indice comparatif de développement racinaire I, tel que :

$$I = \text{nombre de racines principales} \times \text{degré de ramification} \times \text{poids du bol racinaire}$$

En raison d'un orage de grêle survenu au cours de la maturation, les rendements présentent peu de signification, mais la nutrition minérale a été bien contrôlée grâce aux prélèvements effectués en cours de végétation.

Ajoutons enfin que le tournesol a également été étudié sur un essai similaire de fumures potassiques ; le sol étant plus riche, les traitements se sont moins différenciés, et nous ne ferons qu'occasionnellement appel aux résultats, dont l'ensemble est extrêmement cohérent.

C. — *Expérimentation sur diverses cultures*

Une expérimentation de longue durée comportant les principales cultures placées dans diverses rotations, en conditions sèches ou irriguées, est implantée dans le même milieu depuis 1968. Grâce à des évapotranspiromètres et à un abondant réseau de profils hydriques mesurés

par humidimètres à neutrons, l'irrigation est conduite de manière à assurer sensiblement l'évapotranspiration maximale des plantes. Les consommations d'eau sont ainsi bien connues, tant en conditions sèches qu'irriguées, pour les diverses espèces cultivées.

La fertilisation annuelle assure la restitution des exportations, après une avance initiale destinée à amener les réserves du sol à un niveau correct (par hectare, 400 kg P_2O_5 et 400 kg K_2O en culture irriguée, 200 kg P_2O_5 et 200 kg K_2O en culture sèche). Les fumures azotées sont adaptées aux besoins des cultures et aux rendements escomptés ; de manière générale, et compte tenu des essais annexes de fumures, la fertilisation n'apparaît pas comme un facteur limitant dans ces expérimentations.

La composition minérale des plantes, contrôlée à la récolte et parfois en cours de végétation, est généralement satisfaisante, et permet de déterminer les quantités d'éléments absorbées et les exportations.

Des fourrages, ray-grass italien, luzerne, fétuque élevée, sont inclus dans les rotations et fournissent une production de printemps sous la pluviométrie naturelle ; puis les parcelles sont conduites en été avec ou sans irrigation. Leur comportement sera particulièrement examiné.

II. — RÉSULTATS

A. — *Alimentation minérale du Tournesol sec ou irrigué*

a) *Éléments minéraux absorbés.*

Le tableau 2 indique un exemple des résultats obtenus sur le traitement témoin P_0, à deux stades successifs de développement. En présence d'irrigation, le stade bouton floral 3 cm est atteint une semaine plus tôt, mais la quantité de matière sèche produite n'est pas modifiée. Cependant, on observe déjà un net accroissement des teneurs en éléments minéraux, et par conséquent des quantités absorbées.

TABLEAU 2

Influence de l'irrigation sur la nutrition minérale du tournesol, à deux stades de développement (traitement Po, bloc IV)

BF 3 = bouton floral de diamètre 3 cm

Caractéristiques	Stade BF 3		Pleine floraison	
	Sec	Irrigué (50 mm)	Sec	Irrigué (180 mm)
Date	13-VII	4-VII	1-VIII	1-VIII
Mat. sèche (g/plant)	35,9	36,2	112	126
Éléments (% MS) :				
N	4,22	4,75	2,63	3,32
P	0,23	0,30	0,27	0,39
K	3,33	3,70	3,25	4,73
Éléments absorbés (g/plant) :				
N	1,51	1,72	2,95	4,18
P	0,08	0,11	0,30	0,49
K	1,19	1,34	3,64	5,96

A la pleine floraison, les différences de nutrition s'accentuent fortement : quoique la production de matière sèche soit plus élevée en culture irriguée, les teneurs en N, P et K sont très supérieures, contrairement à « l'effet de dilution » souvent observé dans de tels cas (diminution des teneurs exprimées p. 100 MS lorsque la quantité de matière sèche produite augmente). L'irrigation a donc fortement facilité l'alimentation minérale, et les quantités totales d'éléments absorbés par plante illustrent bien ce fait.

Le tableau 3, où les résultats exprimés en kilos par hectare montrent l'importance des quantités d'azote et de potassium mobilisées à la floraison, conduit à des constatations analogues. Toutefois, on remarque en présence de la forte fumure phosphatée, avec irrigation, une production élevée et une légère diminution de la teneur en azote. L'effet de dilution se manifeste donc ici, la quantité d'azote minéral présente dans le sol pouvant d'ailleurs constituer le facteur limitant la nutrition (fumure azotée = 250 N).

TABLEAU 3

Comparaison de la nutrition minérale du tournesol irrigué ou non, à la pleine floraison, et à deux niveaux de fertilisation phosphatée (moyennes des quatres blocs). Irrigation apportée : 180 mm

Caractéristiques	Traitement P_0		Traitement P_{140}	
	Sec	Irrigué	Sec	Irrigué
Eau consommée (mm)	160	215	180	280
Matière sèche (q/ha)	63	69,5	91	108
Éléments (% MS) :				
N.....	2,41	2,56	2,53	2,38
P	0,22	0,33	0,30	0,37
K	3,15	4,28	2,90	3,86
Éléments absorbés (kg/ha) :				
N.....	155	185	232	258
P	14,3	23,7	27	40,4
K	198	303	266	420

L'absorption du potassium et du phosphore est largement accrue par l'irrigation, et l'on peut remarquer que l'alimentation phosphatée est assez comparable en P_{140} sec et P_0 irrigué, l'humidité du sol compensant dans ce dernier cas la pauvreté en phosphore ; celle-ci est pourtant manifeste d'après l'effet très marqué de la fumure apportée.

b) *Modalités de l'influence de l'irrigation sur l'alimentation minérale du tournesol.*

La figure 1, qui représente les quantités de phosphore absorbées en fonction des teneurs en P du sol, renforce l'observation ci-dessus : une même alimentation est obtenue avec des réserves du sol notablement moindres en culture irriguée qu'en culture sèche. Réciproquement, un même niveau de réserves conduit à une alimentation bien meilleure en présence d'irrigation.

On peut se demander si cet effet est uniquement dû à l'amélioration de la diffu-

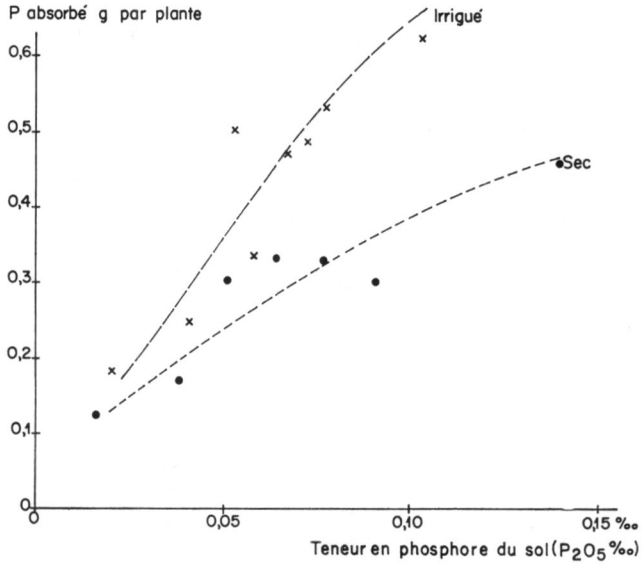


FIG. 1. — *Quantités de phosphore absorbées par le tournesol irrigué ou non, en fonction de la teneur en phosphore du sol*

sion des ions phosphoriques, telle que nous l'avons mise en évidence dans le mémoire précédent, ou s'il intervient également une meilleure exploration racinaire, dont l'importance est aussi apparue très grande (BLANCHET *et al.*, 1974). Le tableau 4 montre que si les profils racinaires sont assez voisins en culture sèche et irriguée (MAERTENS *et al.*, 1974), on observe néanmoins avec l'irrigation un développement

TABLEAU 4

Profil racinaire du tournesol (mg de racines par dm^3 de terre) *irrigué ou non, à deux stades de développement* (traitement P_{140}, bloc IV).
BF 3 : bouton floral de diamètre 3 cm

Profondeur (cm)	Caractéristiques			
	Stade BF 3		Pleine floraison	
	Sec	Irrigué (50 mm)	Sec	Irrigué (180 mm)
0-20	2 310	3 335	3 415	4 025
20-40	296	370	324	270
40-60	260	198	237	187
60-80	92	117	229	115
80-100	39	74	125	109
100-120	0	0	88	63
120-140	0	0	32	21
140-160	0	0	tr.	0

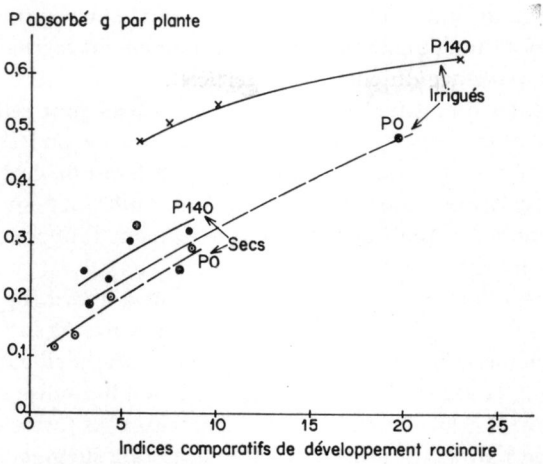


FIG. 2. — *Quantités de phosphore absorbées, en fonction des indices comparatifs de développement racinaire, en culture sèche ou irriguée et à deux niveaux de fertilisation phosphatée*

P140 P0
× ● Irrigués
● ⊙ Sec

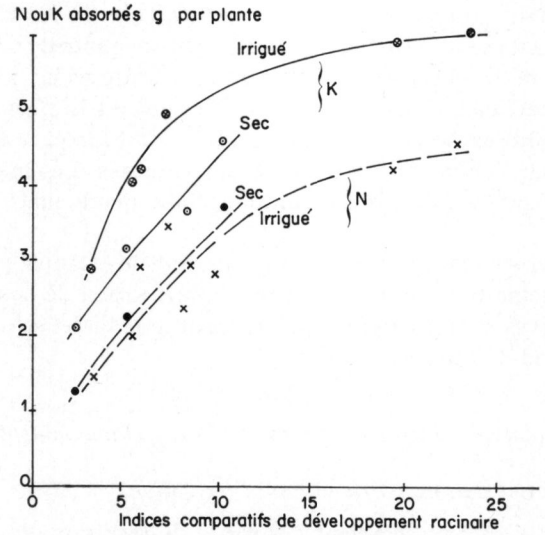


FIG. 3. — *Quantités d'azote et de potassium absorbées, en fonction des indices comparatifs de développement racinaire, en culture sèche ou irriguée*

K N
⊛ × irrigué
⊙ ● sec

accru des racines dans la couche arable. Le nombre de profils racinaires ainsi établis étant limité en raison de leur obtention très laborieuse, nous examinerons cette question en faisant appel à l'indice comparatif de développement racinaire décrit ci-dessus, qui reflète bien l'importance du chevelu superficiel.

Sur la figure 2, les quantités de phosphore absorbées sont représentées en fonction de cet indice, aux niveaux P_0 et P_{140}, en condition sèche ou irriguée. En raison de différences de caractères physiques des sols selon les blocs de cette expérimentation (BLANCHET *et al.*, 1973), les valeurs de l'indice sont suffisamment différenciées dans un même traitement pour que l'on distingue nettement l'influence de l'exploration racinaire de la couche arable.

De même qu'au tableau 4, nous remarquons tout d'abord (fig. 2) que les indices racinaires sont plus élevés en culture irriguée. En présence de la forte fumure phosphatée (P_{140}), un même indice racinaire correspond à une meilleure alimentation en présence d'irrigation, traduisant ainsi l'effet propre de l'humidité du sol sur les mouvements d'ions phosphoriques. Cet effet est beaucoup plus faible en sol pauvre (P_0), où l'amélioration de l'alimentation phosphatée apparaît surtout due à la plus forte exploration racinaire.

Dans le cas du potassium (fig. 3), nous observons encore l'influence simultanée des deux facteurs : exploration racinaire et mobilité des ions K^+ ont ensemble accru l'alimentation potassique de la culture irriguée. Pour l'azote, les résultats sont moins différenciés : les ions NO_3^- sont plus mobiles, et la quantité mise à la disposition des plantes était limitée, comme nous l'avons indiqué ci-dessus.

De manière générale, nous retrouvons donc bien au champ l'importance très marquée de l'humidité du sol sur l'exploration racinaire et les mouvements d'ions (espèces ioniques peu mobiles surtout). Sur une culture annuelle comme le tournesol, le dessèchement superficiel rapide et persistant en culture sèche, réduit le développement du chevelu racinaire dans la couche arable, qui est la plus riche en éléments minéraux. Ces conditions sèches réduisant aussi la diffusion et le transport des ions, les répercussions sur l'alimentation sont très importantes. Les mêmes conséquences apparaissent sur d'autres cultures comparables, telles que le maïs (DECAU et PUJOL, 1970, 1973).

Nous examinerons maintenant le comportement de cultures prairiales pérennes, dont le système racinaire est implanté avant l'intervention de la sécheresse, et dont les coupes successives se rapportent à une croissance réalisée, selon les saisons, avec ou sans intervention de l'irrigation.

B. — *Alimentation minérale de diverses cultures, et notamment de fourrages*

a) *Influence de l'alimentation hydrique et de l'irrigation.*

Les tableaux 5, 6 et 7 rassemblent des séries de résultats obtenus sur ray-grass italien, fétuque élevée et luzerne, d'une part au cours du printemps lorsque ces fourrages ne reçoivent pas d'irrigation, d'autre part pendant l'été, lorsque les parcelles B sont alors arrosées. Nous considérons donc, à deux époques différentes de l'année, les mêmes parcelles et les mêmes plantes ; la coupe est dans tous les cas effectuée fin montaison ou début d'épiaison pour les graminées, début de la floraison pour la luzerne.

TABLEAU 5

Influence de l'irrigation sur la nutrition minérale du ray-grass italien Rina implanté à l'automne précédent

A : culture sèche ;
B : culture irriguée pendant la période de climat sec, pour assurer l'ETM

Caractéristiques	Printemps, pluviométrie naturelle (3e coupe)		Été, irrigation des parcelles B (6e coupe)	
	A	B	A	B
Matière sèche (q/ha)	35	35	1,1	14,3
Éléments (% MS) :				
N.....	1,95	1,84	2,80	3,20
P	0,34	0,34	0,20	0,41
K	3,40	3,40	1,92	4,21
Éléments absorbés (kg/ha) :				
N.....	67	64	3	46
P	11,5	12	0,2	5,9
K	115	120	2	60

TABLEAU 6

Influence de l'irrigation sur la nutrition minérale de la fétuque élevée Ludion en deuxième année de culture

A : culture sèche ;
B : culture irriguée pendant la période de climat sec, pour assurer l'ETM

Caractéristiques	Printemps, pluviométrie naturelle (2e coupe)		Été, irrigation des parcelles B (5e coupe)	
	A	B	A	B
Matière sèche (q/ha)	29	30,5	3,6	13,6
Éléments (% de MS) :				
N.....	2,54	2,31	2,24	2,04
P	0,31	0,33	0,23	0,31
K	3,75	3,77	2,58	3,36
Éléments absorbés (kg/ha) :				
N.....	73	71	8	28
P	9	10	0,8	4,2
K	108	115	9	46

On constate que ces plantes A ou B présentent au printemps des productions et des compositions très voisines lorsqu'elles sont soumises au même régime hydrique de pluviométrie naturelle. Un léger déficit d'azote, variable selon les espèces, se manifeste seulement en B, vraisemblablement en raison de moindres réserves accumulées dans les racines au cours de l'automne précédent (exploitation plus intensive).

TABLEAU 7

Influence de l'irrigation sur la nutrition minérale de la luzerne Orchésienne en deuxième année de culture

A : culture sèche ;
B : culture irriguée pendant la période de climat sec, pour assurer l'ETM

Caractéristiques	Printemps, pluviométrie naturelle (2e coupe)		Été, irrigation des parcelles B (4e coupe)	
	A	B	A	B
Matière sèche (q/ha)	33	28	17,2	32
Éléments (% MS) :				
N.....	2,90	2,55	3,53	2,78
P	0,30	0,29	0,23	0,27
K	2,53	2,59	1,90	2,88
Éléments absorbés (kg/ha) :				
N.....	96	72	61	89
P.....	10	8	4	8,5
K	83	72	33	92

Pendant l'été, la production diminue considérablement en culture sèche, et la nutrition minérale se différencie très fortement. Quoique les besoins liés à cette production limitée soient faibles, les teneurs des plantes en phosphore et en potassium diminuent, alors qu'elles restent stables ou même augmentent en présence d'irrigation. Ces faits montrent que l'alimentation phospho potassique s'effectue donc beaucoup plus difficilement dans les conditions de sécheresse, sans que le développement racinaire puisse être incriminé (MAERTENS *et al.*, 1974) : la cause de cette défaillance se trouve bien dans le défaut d'approvisionnement et d'activité de la rhizosphère. Pour l'azote, le comportement plus complexe paraît dû soit aux fumures toutes récentes, soit à la fixation symbiotique de la luzerne, qui reste assez active malgré la dessiccation.

Pour mieux illustrer ces faits, le tableau 8 exprime l'alimentation en milligrammes d'éléments absorbés par litre d'eau consommée. Pour une même espèce, ces valeurs sont très voisines avant irrigation ; elles se différencient ensuite fortement, et nous pouvons tenter de l'expliquer ainsi :

— diminution en culture sèche, où les quantités limitées d'eau absorbée proviennent essentiellement des horizons profonds, peu explorés et assez pauvres (MAERTENS *et al.*, 1974) ;

— augmentation en présence d'irrigation, où l'alimentation hydrique s'effectue préférentiellement en surface, dans des zones particulièrement favorables à la nutrition minérale : exploration racinaire intense, enrichissement chimique, sol généralement humide et flux hydriques abondants. La conjonction de ces facteurs favorables peut expliquer à la fois les résultats du tableau 8, et l'accroissement des teneurs pour cent de matière sèche en été, observée aux tableaux 5 et 7 sur les parcelles B.

TABLEAU 8

Éléments absorbés, en mg/l d'eau consommée

Caractéristiques	N		P		K	
	Irrigable (B)	Sèche (A)	Irrigable (B)	Sèche (A)	Irrigable (B)	Sèche (A)
Ray-grass :						
avant irrigation.....	24	21	4	3	35	32
en irrigation.....	32	14,5	5,7	1,5	40,5	13
Fétuque :						
avant irrigation.....	33	39	5	5	47	52
en irrigation.....	53	36	6,5	3,7	71	39
Maïs	39	40	2	1,3	53	32

Les données du tableau 8 appellent d'autres remarques. Dans l'ensemble, la quantité d'azote absorbée par litre d'eau consommée (14,5 à 53 mg N) correspond à l'ordre de grandeur de la concentration en N de la phase liquide du sol : 80 kg/ha d'azote dissous dans 2 000 tonnes d'eau représentent 40 mg N par litre. Cela laisse bien supposer que les ions NO_3^- sont surtout parvenus à la rhizosphère avec les flux d'eau, ce qui est tout à fait logique. Par contre, les quantités de P absorbées par litre d'eau consommée sont 10 à 30 fois plus grandes que la concentration en P de la phase liquide (0,2 mg P par litre environ), confirmant le rôle prédominant de la diffusion des ions PO_4 dans l'alimentation phosphatée, et l'importance qu'exerce l'humidité du sol sur cette diffusion. Le cas du potassium est comme toujours intermédiaire : les absorptions par litre d'eau représentent des valeurs supérieures à la concentration de la phase liquide (5-10 mg K/l), ce qui illustre bien la simultanéité des processus de diffusion et de transport, l'humidité du sol intervenant à la fois sur les deux facteurs.

b) *Rôle du sous-sol dans l'alimentation minérale des cultures sèches.*

Nous avons vu ci-dessus (tabl. 5 à 8) que la nutrition minérale en conditions de sécheresse est difficile, notamment parce que l'alimentation hydrique ne s'effectue qu'en sous-sol. Quoique des ions minéraux puissent être absorbés dans la terre plus sèche de surface en l'absence d'absorption d'eau (MAERTENS, 1964 ; BLANCHET *et al.*, 1974), ce phénomène ne paraît pas revêtir une grande ampleur, et l'on peut s'interroger sur le rôle nutritif du sous-sol dans ces conditions.

Nous tenterons de l'esquisser en considérant le bilan du potassium obtenu dans la couche arable après trois années de culture sèche ou irriguée de luzerne et de fétuque (tabl. 9). Les exportations, atteignant environ 1 000 kg/ha K_2O, ont été compensées approximativement aux 4/5 par des fumures annuelles épandues en surface. Malgré ce déficit de l'ordre de 200 kg/ha K_2O, on observe un enrichissement de la couche arable, hautement significatif dans le cas de la luzerne sèche où cette couche s'est enrichie d'environ 340 kg K_2O (2 500 m³ de terre de densité apparente 1,5, soit 3 750 tonnes de terre, renferment 0,25 p. 100 de K_2O échangeable au lieu de 0,16 au départ, soit un enrichissement de 0,09 p. 1 000, représentant 337 kg K_2O). Sur une absorption totale de 960 kg, l'absorption dans la couche arable n'est que la différence entre l'apport et l'enrichissement, soit 720 — 340 = 380 kg. C'est donc plus de la moitié du potassium absorbé par cette culture sèche de luzerne qui est provenue du sous-sol.

TABLEAU 9

Évolution de la teneur de la couche arable en potassium échangeable sous fétuque et luzerne irriguées ou non

	K_2O éch. p. 1 000 de sol (couche arable)	Signification différences	Exportations (kg/ha K_2O)	Fumures (kg/ha K_2O)
Culture sèche				
Teneurs initiales	0,16 ± 0,01			
Après 3 ans de culture :				
luzerne	0,25 ± 0,02	HS	960	720
fétuque	0,17 ± 0,02	NS	900	720
Culture irriguée				
Teneurs initiales	0,17 ± 0,01			
Après 3 ans de culture :				
luzerne	0,22 ± 0,02	NS	1 080	840
fétuque	0,19 ± 0,02	NS	1 020	840

Ce phénomène est beaucoup moins accentué chez les plantes à alimentation hydrique plus superficielle, c'est-à-dire la luzerne irriguée, et la fétuque dont l'enracinement est moins profond. L'alimentation potassique en profondeur de la luzerne sèche s'explique assez facilement : ses racines sont encore présentes en quantités appréciables au-delà de 1,5 mètres, et les réserves hydriques qu'elle est capable d'exploiter en sol profond atteignent annuellement 300 à 400 mm (MAERTENS *et al.*, 1974). Les flux hydriques qui s'établissent ainsi sont susceptibles de transporter vers les racines des quantités de potassium très compatibles avec le bilan ci-dessus, puisque nous avons vu dans un précédent mémoire qu'elles pouvaient atteindre 0,1 à 0,2 g K/l d'eau (BLANCHET *et al.*, 1974). Si l'alimentation est plus difficile en condition sèche, la contribution du sous-sol peut néanmoins apporter un palliatif appréciable lorsque les ions sont suffisamment mobiles.

Des faits de cet ordre peuvent en outre expliquer diverses anomalies constatées dans les bilans de potassium et l'effet des précédents culturaux (VAN DER PAAUW, 1958 ; ANCELLIN *et al.*, 1959). Ils sont moins marqués à l'égard des autres éléments, mais ils peuvent également se manifester (COLLIER et GACHON, 1955).

III. — DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Précisons tout d'abord que, parmi les observations et mesures au champ, nous n'avons rapporté ici que quelques exemples, qui sont très largement confirmés et étayés par beaucoup d'autres données que nous ne pouvons exposer ici. Il apparaît certes quelques variantes selon les conditions climatiques annuelles d'une part, et les espèces végétales d'autre part ; mais les phénomènes que nous avons dégagés sont de portée générale, du moins sur le type de sol qui supporte nos expérimentations. Il pourrait sans doute en aller un peu différemment dans d'autres types de profils, ou en présence d'autres caractères physico-chimiques des sols. Rappelons toutefois que les faits mis en évidence en conditions contrôlées, à l'aide de deux textures très différentes (BLANCHET *et al.*, 1974), sont en excellent accord avec les résultats obtenus au champ, ce qui confirme la portée générale de ceux-ci.

Les mécanismes invoqués sont d'ailleurs bien concordants avec les données modernes de la littérature, qu'il s'agisse des mouvements d'ions (LEWIS et QUICK, 1967 ; BHAT et NYE, 1973 ; NEWMAN et ANDREWS, 1973) ou des conceptions plus générales de la nutrition minérale (BRAY, 1963 ; FRIED et BROESHART, 1967).

L'examen détaillé des racines, de l'humidité du sol et des modalités d'alimentation hydrique, joints à l'étude de la dynamique des éléments nutritifs dans le système sol-plante, sont néanmoins indispensables pour bien comprendre et cerner l'alimentation minérale. Les approches fragmentaires, indispensables pour isoler les mécanismes, ne doivent pas faire perdre de vue l'ensemble des conditions de l'alimentation (BAR-YOSEF *et al.*, 1972).

Il importe maintenant d'examiner sur quelles bases peut être raisonnée la fertilisation, dans diverses conditions hydriques.

En culture irriguée, la nutrition minérale est largement facilitée, et il n'apparaît pas nécessaire de constituer dans le sol des réserves phosphopotassiques particulièrement élevées, malgré les besoins accrus des cultures. Ces réserves doivent cependant être suffisantes pour bien couvrir les besoins instantanés des plantes, qui peuvent être importants en raison de la croissance rapide (tabl. 2 et 3). Il importe donc de bien apprécier le « pouvoir alimentaire » du sol, compte tenu de ses caractères physico-chimiques et des exigences des cultures pratiquées.

L'humidité du sol favorise également l'absorption de l'azote, et la fumure azotée doit surtout être proportionnée aux besoins des plantes, et aux rendements et qualités escomptés (DECAU et PUJOL, 1970, 1973).

Les fourrages fauchés ou ensilés conduisent à des exportations très élevées, et les fumures d'entretien doivent être bien calculées pour assurer les restitutions ; nous avons donné par ailleurs des exemples de plans de fertilisation adaptés (BLANCHET et MARTY, 1973).

En culture sèche, lorsque l'eau est nettement un facteur limitant les rendements, le choix d'une politique de fertilisation est certainement plus difficile. La nutrition minérale est malaisée, la couche arable habituellement enrichie étant rapidement desséchée. Dans les sols profonds, où les horizons sous-jacents assurent l'essentiel de la fourniture d'eau, il serait important de faciliter l'exploration racinaire et l'alimentation minérale par un enrichissement chimique, et des techniques de fertilisation mieux adaptées mériteraient sans doute d'être étudiées. Les difficultés sont toutefois manifestes, car le niveau de rendement ne permet souvent pas de gros investissements ; d'autre part, on connaît mal les répercussions de la nutrition minérale sur l'économie de l'eau dans la plante (BLANCHET *et al.*, 1962 ; MINGEAU et ROBELIN, 1972). Devant ces incertitudes, l'expérimentation dans les milieux naturels concernés peut apporter des réponses pratiques, tandis que l'approfondissement des recherches apparaît une nécessité impérieuse.

Pour conclure, nous pouvons dire que l'influence du régime hydrique sur la nutrition minérale est très importante. Elle s'exerce à la fois à travers l'exploration racinaire, la diffusion des ions, et leur transport par les flux hydriques. Les mécanismes sont à peu près connus, sans que l'on sache toutefois bien en prévoir quantitativement les répercussions. L'alimentation minérale des cultures irriguées pose surtout des problèmes d'adaptation de la fertilisation aux besoins et aux exportations des végétaux. Les difficultés théoriques et pratiques soulevées par la culture sèche avec rendements limités par l'eau nous apparaissent beaucoup plus importantes.

Reçu pour publication en janvier 1974.

SUMMARY

THE INFLUENCE OF DIFFERENT HYDROUS SYSTEMS
ON THE ABSORPTION OF WATER AND MINERAL ELEMENTS BY CROPS.

III. — MINERAL NUTRITION OF PLANTS UNDER IRRIGATED
OR NON-IRRIGATED CULTIVATION
AND THE CONSEQUENCES ON FERTILIZATION

The mineral nutrition of crops under different conditions of hydrous nutrition is studied in the field on dry or irrigated sunflower and on several fodder crops differently supplied with water. Although the mineral requirements are greater, irrigation generally increases the N, P and K contents of the plant in varied proportions ; the total quantities of elements absorbed are greatly augmented. This effect is due to the global improvement of nutrition conditions : root exploration of the topsoil enriched by fertilization, diffusion of ions, transfers by hydrous flows.

With dry cultivation, the drying of the topsoil greatly restricts mineral nutrition ; the subsoil can play a part in ensuring mineral nutrition if it is sufficiently explored by the roots (e.g. lucern).

The line of argument for fertilization in these diverse conditions is discussed : adaptation of manure to the requirements and exportations of irrigated crops, possibilities and difficulties of improving the techniques of fertilization in dry conditions.

ZUSAMMENFASSUNG

DER EINFLUSS VERSCHIEDENER BEWÄSSERUNGSWEISEN AUF DIE ABSORPTION VON WASSER UND VON MINERALISCHEN ELEMENTEN DURCH KULTUREN.

III. — DIE MINERALISCHE VERSORGUNG DER PFLANZEN BEI BEWÄSSERTEN ODER UNBEWÄSSERTEN KULTUREN UND DIE RÜCKWIRKUNG AUF DIE FRUCHTBARMACHUNG

Die mineralische Versorgung von Kulturen unter verschiedenen Wasserzufuhrbedingungen wurde auf dem Felde an trockenen bzw. bewässerten Sonnenblumen sowie an mehreren verschieden bewässerten Futterpflanzen untersucht. Obwohl der mineralische Bedarf steigt, erhöht die künstliche Bewässerung im allgemeinen den Gehalt der Pflanzen an N, P und K in verschiedenen Proportionen ; die Gesamtmenge der absorbierten Elemente nimmt stark zu. Dieser Effekt hängt mit einer Verbesserung der allgemeinen Versorgungsbedingungen zusammen : Aufschliessung der bestellbaren, durch Düngung angereicherten Schicht durch die Wurzeln, Ionendiffusion, Überführung durch die Wasserflüsse.

Bei trockener Anbauweise bewirkt die Austrocknung der bestellbaren Schicht eine starke Reduzierung der mineralischen Versorgung ; der Untergrund kann zur Versorgung beitragen, wenn er durch die Wurzeln hinreichend aufgeschlossen ist (z. B. Luzerne).

Die Grundprobleme der Düngung in diesen verschiedenen Bedingungen werden diskutiert : Anpassung des Düngers an die Erfordernisse und an die Exportation der Ernte bei künstlich bewässerten Kulturen, Möglichkeiten und Schwierigkeiten bei der Fruchtbarmachung unter trockenen Bedingungen.

РЕЗЮМЕ

Р. БЛАНШЕ, М. БОСК, К. МЭРТЕНС, Ж. Р. МАРТИ

Влияние различных водных режимов на поглощение влаги и минеральных элементов культурами. — III. Минеральное питание орошаемых и неорошаемых культур и его отражение на внесении удобрений.

Минеральное питание культур, поставленных в разные условия водного питания, изучалось в полевых опытах на орошаемых и неорошаемых культурах подсолнечника и разных кормовых культурах, по разному снабжавшихся влагой. Несмотря на их большую потребность в минеральных удобрениях, в орошаемых культурах наблюдается обычно повышенное, в разных пропорциях, содержание N, P и K в растениях; общие количества поглощенных элементов — также сильно повышены. Эффект этот вызывается улучшением всех условий питания : размещения корней в пахотном слое обогащенном удобрениями, диффузии ионов и их переноса водным током. В культурах неорошаемых высыхание пахотного слоя сильно ограничивает минеральное питание растений; подпочва может, однако, способствовать его улучшению, при условии хорошего проникания в нее корней (например, люцерна).

Обсуждаются также базы рассчета внесения удобрений во всех этих условиях : приспособления системы удобрения к требованиям данной культуры при орошении и выносу элементов урожаем в орошаемых культурах, возможности и трудности улучшения технологии внесения удобрений в культурах неорошаемых.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANCELLIN J.-P., FOISIL A., REDLICH G. C., 1959. Contribution à l'étude du potassium dans les sols de limon. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, **45**, 491-499.

BAR-YOSEF B., KAFKAFI U., BRESLER E., 1972. Uptake of phosphorus by plants growing under field conditions. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **36**, 783-793.

BHAT K. K. S., NYE P. H., 1973. Diffusion of phosphate to plant roots in soil. *Plant and Soil*, **38**, 161-175.

BLANCHET R., STUDER R., CHAUMONT C., 1962. Interactions entre l'alimentation potassique et l'alimentation hydrique des plantes. *Ann. agron.*, **13**, 93-110.

BLANCHET R., BOSC M., MAERTENS C., PUECH J., 1972. Root system, transpiration and ion movement in the soil. *9th Intern. Potash Institute colloqium, Berne* (sous presse).

BLANCHET R., BOSC M., MAERTENS C., GELFI N., 1973. Rôle de la fertilisation dans la résistance des cultures à de mauvaises conditions physiques du sol. *Phosphore et Agriculture* (sous presse).

BLANCHET R., MARTY J.-R., 1973. Prévision de plans de fertilisation à l'échelle de diverses rotations en culture irriguée ou non. *Science du Sol*, **3**, 137-150.

BLANCHET R., BOSC M., MAERTENS C., PUECH J., 1974. Influence de différents régimes hydriques sur l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par les cultures. II. Influence de l'humidité du sol et des flux hydriques sur l'absorption des éléments minéraux par les racines. *Ann. agron.*, **25**, (5), 681-696.

BRAY R. H., 1963. Confirmation of the nutrient mobility concept of soil-plant relationships. *Soil Sci.*, **95**, 124-130.

COLLIER D., GACHON L., 1955. Influence de différentes conditions de sous-sols de terres noires de Limagne sur l'alimentation minérale. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, **41**, 263-270.

DECAU J., PUJOL B., 1970-1973. Effets comparés de l'irrigation et de la fumure azotée sur les productions qualitative et quantitative de maïs de variétés différentes. I. Rendement en grain. *Ann. agron.*, **21**, 335-349 (1970). II. Production de protéines. *Ann. agron.*, **24**, 359-374 (1973).

FRIED M., BROESHART H., 1967. *The Soil-plant system*, p. 54-68. Academic Press, New York.

HÉNIN S., GRAS R., MONNIER G., 1969. *Le profil cultural*. Masson et Cie, Paris.

JORET G., HEBERT H., 1955. Contribution à la détermination du besoin des sols en acide phosphorique. *Ann. agron.*, **6**, 233-300.

LEWIS D. G., QUIRK J. P., 1967. Phosphate diffusion in soil and uptake by plants. III. P^{32} movement and uptake by plants as indicated by autoradiography. *Plant and Soil*, **26**, 445-453.

MAERTENS C., 1964 *a*. La résistance mécanique des sols à la pénétration : ses facteurs et son influence sur l'enracinement. *Ann. agron.*, **15**, 539-554.

MAERTENS C., 1964 *b*. Influence des propriétés physiques des sols sur le développement radiculaire et conséquences sur l'alimentation hydrique et azotée des cultures. *Science du Sol*, **2**, 1-11.

MAERTENS C., CABELGUENNE M., 1971. Influence de l'irrigation sur les modalités d'utilisation de l'eau du sol par différentes cultures annuelles et pluriannuelles. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, **47**, 926-936.

MAERTENS C., MARTY J. R., 1972. Contrôle de l'utilisation et de l'efficience de l'eau chez diverses cultures irriguées ou non, au moyen d'humidimètres à neutrons, in *Isotopes and radiation in soil-plant relationships including forestry*. Int. Atomic Energy Agency, Vienne, 621-630.

MAERTENS C., BLANCHET R., PUECH J., 1974. Influence de différents régimes hydriques sur l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par les cultures. I. Régime hydrique, systèmes racinaires et modalités d'alimentation en eau. *Ann. agron.* **25**, (4), 575-586.

MINGEAU M., ROBELIN M., 1972. Le transfert de l'eau dans la plante : action particulière de la nutrition azotée. *Ann. agron.*, **23**, 419-427.

NEWMAN E. I., ANDREWS R. E., 1973. Uptake of phosphorus and potassium in relation to root growth and root density. *Plant and Soil*, **38**, 49-69.

PUECH J., HERNANDEZ M., 1973. Evapotranspiration comparée de différentes cultures et étude de quelques facteurs influençant les rythmes de consommation. *Ann. agron.* **24** (4), 437-455.

VAN DER PAAUW F., 1958. Relations entre les exigences en potassium des cultures et les conditions météorologiques. *Plant and Soil*, **9**, 254-265.

Ann. agron., 1974, **25** (6), 837-858.

RÔLE DE QUELQUES FACTEURS DU MILIEU DANS LA PRODUCTION QUANTITATIVE ET QUALITATIVE DU SOJA

II. — Influence des conditions écologiques (climat, alimentation azotée et hydrique) sur la production qualitative du grain

P. LENCREROT, J. PUECH et J. DECAU
avec la collaboration technique de A. Pace et Nicole Bosc

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches de Toulouse, I. N. R. A.,
B. P. 12, 31320 Castanet Tolosan

RÉSUMÉ

Des essais culturaux sur soja, mettant en jeu des conditions d'alimentation azotée et hydrique diverses, ont été réalisés durant deux années climatiques très différentes (1971 et 1972).

Les auteurs ont plus particulièrement étudié l'influence de l'irrigation et de l'inoculation en *Rhizobium japonicum* sur :

— l'absorption de l'azote et son transfert vers le grain ;
— la composition oléoprotéique de la graine et son évolution au cours de la maturation ;
— l'évolution de la composition en acides aminés des protides synthétisés.

En 1972, année climatique peu favorable, l'absorption totale d'azote et la quantité accumulée dans le grain ont atteint 260 et 170 kg ha^{-1}, 170 et 128 kg ha^{-1}, 77 et 59 kg ha^{-1} respectivement en culture irriguée inoculée (Bd_1), non irriguée inoculée (T_2d_1) et irriguée non inoculée (Bd_0). La part relative et le rythme des transferts d'azote vers le grain (résultant de la protéosynthèse au niveau des organes végétatifs, ou de l'appauvrissement en azote de ces organes) a été mesurée dans chaque situation étudiée.

Les traitements mis en jeu ont conduit à la formation de graines de composition oléoprotéique variée : teneur en protéines de 32,9, 40,3 et 43,6 p. 100 respectivement en Bd_0, T_2d_1 et Bd_1 pour des taux d'huile correspondant de 21,3, 19,4 et 18,2 p. 100.

L'étude de l'évolution de la composition en acides aminés de la graine au cours de sa formation montre la stabilité des protides à cet égard, stabilité qui s'oppose à la variabilité de composition des protéines des céréales.

En définitive, l'analyse de l'action combinée des facteurs mis en jeu sur la production quantitative et qualitative de la graine montre que les productions d'huile et de protéines sont principalement sous la dépendance du rendement en grain, lequel présente d'amples variations selon l'année climatique.

INTRODUCTION

Dans un précédent mémoire (PUECH *et al*, 1974), nous avons étudié l'influence de quelques conditions du milieu (climat, irrigation, inoculation) sur la croissance, le développement et les composantes du rendement chez un soja, variété *Amsoy*. Cette étude a mis en évidence des causes responsables de la grande variabilité quantitative de la production. Le présent mémoire traite des aspects relatifs à la qualité des grains.

Le soja est une plante qui a déjà fait l'objet de très nombreuses études tant au point de vue agronomique, génétique, technologique que biochimique. Récemment, WOLF et CAWAN (1973), dans une mise au point, rappellent que le soja constitue une source de protéines de très bonne valeur biologique, utilisables par l'Homme après transformations ; ils signalent aussi l'existence dans le tourteau de facteurs antinutritionnels. D'autre part, BADENHO et HACKLER (1970) ont étudié les possibilités d'extraction chimique et la qualité nutritionnelle du lait de Soja. CHAGAL (1968) a étudié certains aspects qualitatifs des réserves de la graine (teneur en huile et protéines). Ces travaux apportent des éléments de connaissance à la biochimie de la graine de Soja. Cependant, ils ne permettent pas de savoir quelle est l'influence des conditions du milieu (climat, irrigation, inoculation) sur l'absorption et le transfert de l'azote vers la graine, l'évolution de la quantité d'huile et de protéines synthétisée au cours de la maturation et l'influence sur la qualité protéique des réserves de la graine. Dans le présent mémoire, nous traiterons de ces différents aspects.

MÉTHODES ET TECHNIQUES

Les traitements utilisés (inoculation et irrigation) sont résumés dans le tableau 1.

Les doses et modalités d'inoculation de la graine sont :

d_0 = grain non inoculé ;
d_1 = $2 \cdot 10^6$ *Rhizobium japonicum* (dose optimale) sur la graine avant semis (LAGACHERIE et OBATON, 1973) ;
d_2 = $4{,}6 \cdot 10^6$ *Rhizobium* sur tourbe enfouie dans le sol puis semis direct de la graine ; dose pouvant être considérée comme similaire à d_1 et servant de témoin pour d_3 ;
d_3 = $4{,}6 \cdot 10^8$ *Rhizobium* sur la tourbe enfouie dans le sol, puis semis direct de la graine.

Par ailleurs, un apport équivalent à 30 kg/ha d'azote a été effectué au semis en localisation, pour faciliter le démarrage de la culture durant la phase de formation des nodosités.

L'irrigation consiste ici à recombler les réserves hydriques du sol lorsqu'une fraction déterminée (*x* p. 100) de ces réserves a été réellement utilisée par la culture. Un traitement non irrigué sert de témoin.

Le matériel végétal provient (tabl. 1) :

— des parcelles Bd_1, T_2d_1, et Bd_0 de 1972 qui diffèrent, soit par l'ensemencement en Rhizobium (traitement d_1 avec $2 \cdot 10^6$ bactéries par graine et d_0 non inoculé), soit par l'alimentation hydrique (traitement B irrigué et T_2 non irrigué). Ce matériel est utilisé pour suivre la quantité d'azote absorbé par la plante et son transfert vers le grain ;

— des parcelles Ad_1 et T_1d_1 de 1971 homologues des traitements Cd_1 et T_2d_1 de 1972, qui diffèrent ici seulement par le régime hydrique. Ces différents traitements nous permettront de dégager l'influence des conditions climatiques sur la production de protides, leur composition en acides aminés et sur la production d'huile ;

— de l'ensemble des traitements mis en place en 1971 et 1972 pour comparer les différentes productions de protéines, de lysine et d'acides aminés soufrés suivant les diverses situations écologiques rencontrées.

TABLEAU I

Protocole expérimental

Année Traitements (1)	1971		1972			
	T_1d_1	Ad_1	T_2d_1	Bd_0	Bd_1	Bd_2
Fraction de la réserve utilisée (× p. 100) (2)	Maximum	35	Maximum	20		
Dose d'inoculation d =	$2 . 10^6$ rhizobium		$2 . 10^6$	0	$2 . 10^6$	$4,6 . 10^6$

Année Traitements (1)	1972						
	Bd_3	Cd_1	Cd_2	Cd_3	Dd_1	Dd_2	Dd_3
Fraction de la réserve utilisée (× p. 100) (2)		40			60		
Dose d'inoculation d =	$4,6 . 10^8$	$2 . 10^6$	$4,6 . 10^6$	$4,6 . 10^8$	$4,6 . 10^6$	$4,6 . 10^6$	$4,6 . 10^8$

(1) Traitements A, B, C, D, T_1, T_2 : utilisation variable de la réserve hydrique du sol,
— d_0, d_1, d_2, d_3 : modalités différentes d'inoculation de la culture.
(2) Fraction de la réserve hydrique utilisée par la culture avant recomblement par irrigation.

A partir de ces essais, les différents organes aériens de la plante (tiges, feuilles, gousses, graines) ont fait l'objet d'analyses minérales classiques lors des prélèvements et à la récolte : dosage de l'azote par la méthode Kjeldahl, du phosphore et du potassium. Dans le grain, on a déterminé en outre :

— la teneur en huile par extraction à l'hexane,
— la composition en acides aminés des protides par analyse à l'appareil « Technicon ».

RÉSULTATS

I. — *Absorption de l'azote et son transfert vers le grain*

a) *Absorption de l'azote.*

Pour la culture de soja non inoculé, l'absorption de l'azote par la plante entière et par ses différents organes est inférieure de 60 p. 100 à celle de la culture inoculée (fig. 1 A, 1 B, 1 C). En présence de nodosités, l'irrigation a permis une absorption maximale d'azote plus importante : 260 kg N ha^{-1} ont été absorbés par la plante dans le traitement Bd_1 (irrigué, inoculé) contre seulement 170 en culture non irriguée.

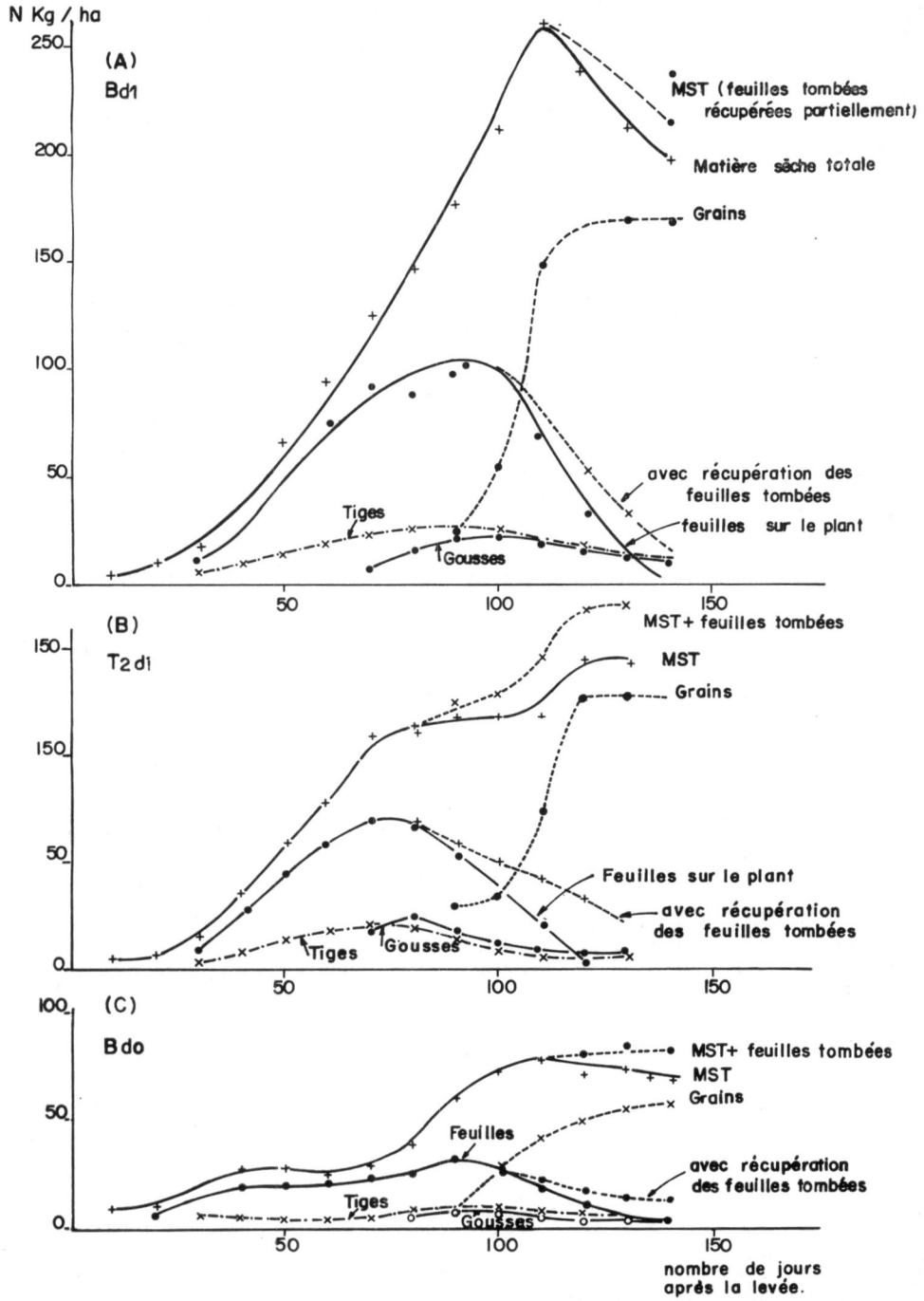


FIG. 1. — *Absorption de l'azote par les différents organes en fonction du temps pour différents traitements* (année 1972)

Bd_1 : inoculation + irrigation
T_2d_1 : inoculation sans irrigation
Bd_0 : sans inoculation + irrigation

Quel que soit le traitement, la quantité d'azote contenue dans les divers organes, feuilles, tiges, gousses, augmente jusqu'à l'apparition des premiers grains puis décroît. Ces divers organes se vident alors au profit du grain. En l'absence d'irrigation, l'appauvrissement en azote de ces organes végétatifs débute beaucoup plus tôt (dès le 70e jour), et, au 90e jour de culture, 77 p. 100 de l'azote contenu alors dans le grain proviennent de ce début d'épuisement des organes.

b) *Transfert de l'azote vers le grain.*

On peut calculer, à partir de l'azote total contenu dans les divers organes et dans le grain à la récolte, la fraction provenant de l'appauvrissement des organes végétatifs au profit du grain.

Les valeurs obtenues pour les trois traitements Bd_1, T_2d_1 (culture irriguée ou non) et Bd_0 (culture irriguée non inoculée) montrent que la participation la plus grande est celle due aux feuilles (près de 60 p. 100 en T_2d_1 et Bd_0 ; 75 p. 100 en Bd_1) qui semblent constituer de véritables réservoirs d'azote pour la graine.

La comparaison (tabl. 2) de la part respective de l'azote provenant de l'ensemble de ces différents organes végétatifs à l'absorption totale d'azote par le grain est de 65 p. 100 en Bd_1, 55 p. 100 en T_2d_1 et 51 p. 100 dans le soja non inoculé.

TABLEAU 2

Transfert d'azote vers le grain résultant de l'appauvrissement des différents organes végétatifs et quantité totale d'azote du grain (N kg/ha)

Traitements	Organes				Azote total du grain à la récolte
	N (kg/ha) transféré vers le grain				
	Feuilles	Tiges	Gousses	Ensemble des 3 organes	
Irrigué inoculé Bd_1	84	14	14	112	170
Non irrigué inoculé T_2d_1	38	15	18	71	128
Irrigué non inoculé Bd_0	17	6	7	30	59

Les résultats montrent ainsi que l'irrigation a joué un rôle très favorable dans l'utilisation par le grain de l'azote accumulé dans les organes végétatifs. Nous voyons de même que l'absence d'inoculation, par son incidence sur l'alimentation azotée de la plante, réduit plus encore la participation de ces organes à l'alimentation des grains.

L'étude de l'évolution, en fonction du temps (fig. 2), des quantités d'azote contenues dans le grain, d'une part, et dans la plante entière, d'autre part, permet

d'apporter des précisions sur la dynamique de l'azote dans la plante selon les conditions écologiques et sur le transfert de l'azote vers la graine.

A partir d'un point M_0 pris sur cette figure, représentant au temps T_0 les quantités d'azote du grain et de l'ensemble des parties aériennes, trois grands types d'évolution peuvent être observés :

1) enrichissement des parties aériennes sans enrichissement du grain, ce qui implique un déplacement du point M_0 selon une parallèle à l'axe des abscisses (M_0M_{G0});

2) enrichissement du grain sans nouvelle absorption par la plante : déplacement du point M_0 selon une parallèle à l'axe des ordonnées (M_0MGE). Il y a seulement transfert d'azote des organes végétatifs vers le grain par le seul épuisement de ces organes ;

3) enrichissement égal du grain et de l'ensemble des parties aériennes sans enrichissement des organes végétatifs. Le point M se déplace selon la première bissectrice ($M_0M_GV_0$) ; toute absorption supplémentaire d'azote est intégralement transférée vers le grain, les organes végétatifs demeurant à l'état stationnaire.

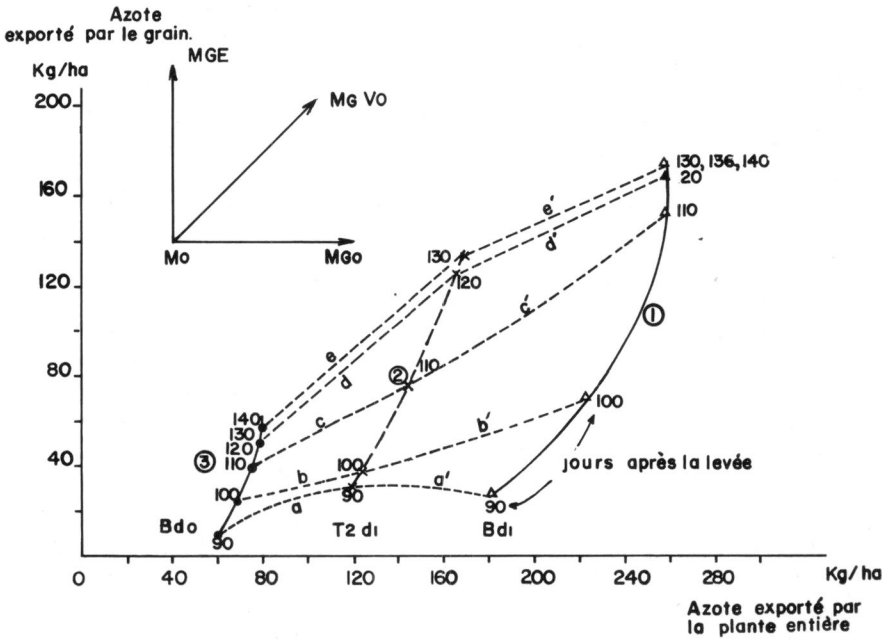


FIG. 2. — *Néoprotéosynthèse et transfert de l'azote vers le grain pour différents traitements et à différentes époques*

Ainsi, les données de la figure 2 montrent tout d'abord l'amplitude différente de l'évolution des quantités d'azote du grain et de l'ensemble de la plante selon les traitements. Pour les durées identiques considérées, les quantités d'éléments absorbés par la plante entière et celles contenues dans le grain augmentent respectivement de :

— 80 et 145 kg dans le traitement Bd_1 (inoculation et irrigation),

— 45 et 100 kg en T_2d_1 (inoculation sans irrigation),

— 20 et 45 kg en Bd_0 (irrigation et absence d'inoculation).

L'allure de ces trois courbes appelle encore d'autres remarques :

— la courbe 1 du traitement Bd_1 présente une pente régulièrement croissante du 90 au 140e jour, moment où elle tend vers l'infini. La pente, voisine de la première bissectrice au départ, traduit le caractère prépondérant des transferts des réserves provenant de la protéosynthèse vers la graine sans épuisement des réserves des organes végétatifs (déplacement parallèle à $M_0M_GV_0$) ; le relèvement progressif de la pente de la courbe traduit la participation sans cesse croissante des réserves des organes végétatifs à l'alimentation azotée du grain. Durant les 20 derniers jours de culture, ce phénomène intervient seul (évolution parallèle à M_0MGE).

— la courbe 2 (traitement T_2d_1) s'apparente partiellement à la précédente, mais en diffère essentiellement par un point : en l'absence d'irrigation, la plante ne paraît pas atteindre l'état physiologique dans lequel s'opèrent uniquement des transferts de réserves par épuisement du contenu des organes végétatifs ; la pente de la courbe 2, ne tend pas en effet vers l'infini. L'examen de la figure 1 B confirme d'ailleurs qu'une part importante de l'azote des feuilles ne migre pas vers le grain : l'effet sécheresse a entraîné une chute prématurée de nombreuses feuilles.

— enfin la courbe 3 (traitement Bd_0) montre une pente forte mais de même allure qu'en 1, ce qui traduit le caractère dominant, au-delà du 90e jour de culture, du transfert avec épuisement de l'azote mobile des organes végétatifs vers le grain.

Par ailleurs, les lignes « isotemps » (*aa'* ; *bb'* etc.) qu'interceptent les courbes 1, 2 et 3, présentent avec le temps des longueurs croissantes. Celles-ci traduisent l'accroissement progressif au cours de l'élaboration du grain de l'effet différentiel des traitements (irrigation d'une part, inoculation d'autre part) sur l'utilisation de l'azote par les plantes.

Les données permettent en outre, d'apporter quelques informations sur les vitesses de migration de l'azote vers le grain ; en effet, les différences d'ordonnées des points d'intersection des lignes « isotemps » avec les courbes 1, 2 et 3 représentent la vitesse d'enrichissement en azote du grain en un temps donné (ici, 10 jours).

Il apparaît, dans le cas du traitement Bd_1 (irrigué, inoculé), que cette vitesse atteint sa valeur maximale (8,2 kg N $ha^{-1}j^{-1}$) entre le 100 et 110e jour, pour décroître ensuite ; sur le cycle de développement et de maturation de la graine, la vitesse moyenne est sensiblement de 3 kg N $ha^{-1}j^{-1}$. Par contre, dans le traitement Bd_0, cette dernière est de 1 kg N $ha^{-1}j^{-1}$, et varie relativement peu puisque son maximum compris entre le 90 et le 100e jour, n'est que de 1,6 kg N $ha^{-1}j^{-1}$. Enfin, dans le cas du traitement T_2d_1, l'absence d'irrigation semble rendre les phénomènes plus complexes. Cette contrainte a provoqué par rapport aux autres traitements une accélération du cycle végétatif de la plante qui entraîne une migration précoce des réserves azotées vers la graine, migration qui s'est amorcée dès le 70e jour (PUECH, LENCREROT et HERNANDEZ, 1974). Du 70 au 90e jour, la vitesse moyenne de transfert a été de 1,5 kg N $ha^{-1}j^{-1}$; au-delà de cette période et durant les décades successives, elle atteint 0,6-8-5,2-0,4 et 0 kg N $ha^{-1}j^{-1}$. Signalons ici, la chute apparemment singulière de la vitesse d'accumulation entre le 90 et le 100e jour (0,6 kg N $ha^{-1}j^{-1}$) qui pourrait être la conséquence de l'effet cumulé de la contrainte hydrique et des conditions thermiques très défavorables rencontrées dans cette décade, comme on l'a déjà vu dans le précédent mémoire.

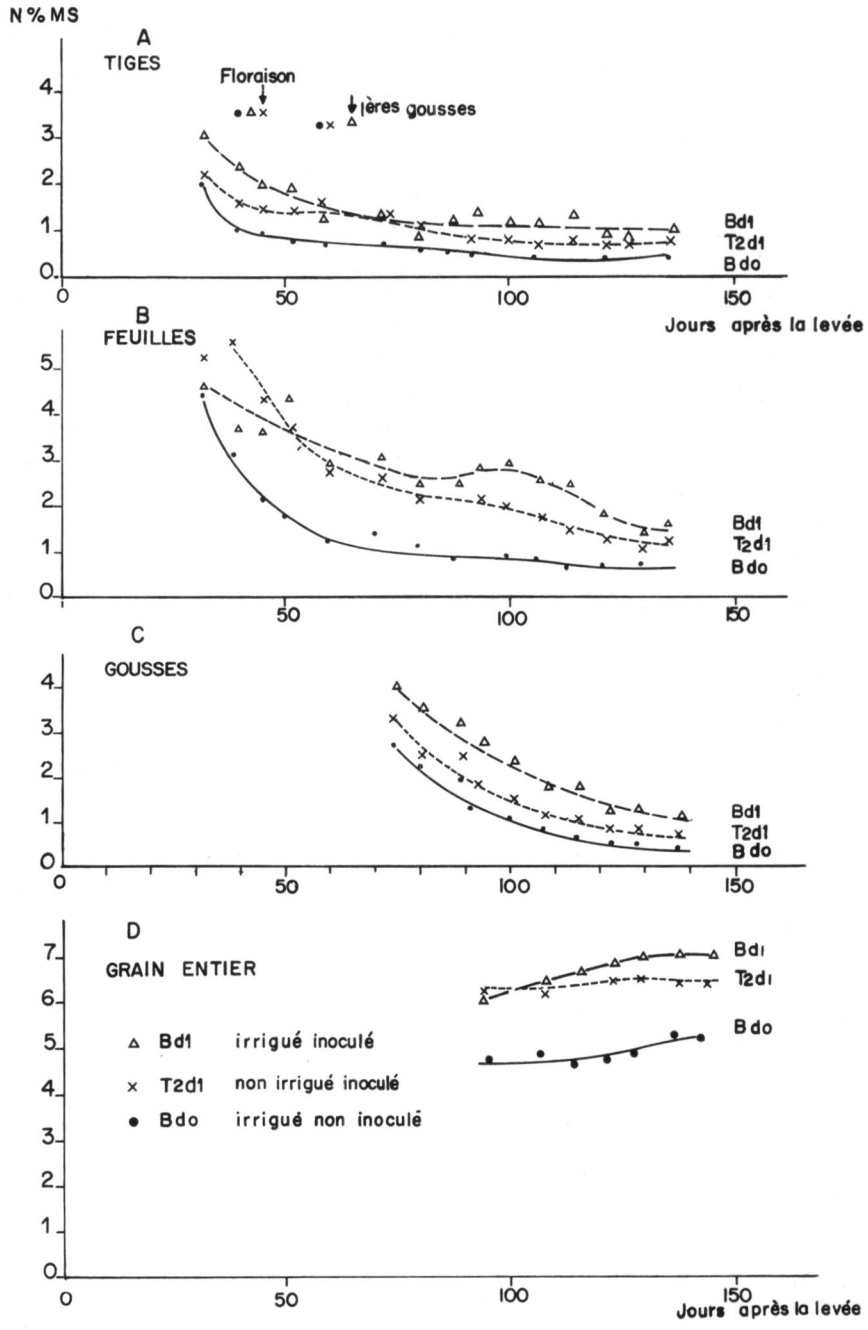


FIG. 3. — *Variations de la teneur en azote des différents organes aériens de la plante, en fonction du temps et pour différents traitements* (année 1972)

c) *Teneur en azote des différents organes aériens de la plante.*

Pour les tiges (fig. 3 A), cette teneur décroît rapidement jusqu'à la floraison ; la variation observée s'atténue ensuite. La teneur en azote du traitement non inoculé est la plus faible.

Pour les feuilles, la teneur en azote décroît constamment dans le temps (fig. 3 B) ; le phénomène est plus marqué de la levée à l'apparition des gousses. Ici encore, le soja non inoculé a la teneur la moins élevée (d'environ 50 p. 100) ; cependant la différence s'est atténuée nettement à la récolte. En présence d'inoculation, l'irrigation a entraîné un léger enrichissement en azote de cet organe.

Pour les gousses (fig. 3 C), la teneur en azote diminue nettement jusqu'à la récolte. En présence d'inoculation, l'irrigation entraîne une teneur plus élevée en azote.

Pour les grains (fig. 3 D), à la différence des autres organes, leur teneur en azote augmente durant la première phase de maturation pour se stabiliser ensuite vers le 125-130e jour quel que soit le traitement. En présence de l'inoculum, l'irrigation a induit une différence faible au bénéfice de la plante bien alimentée en eau ; par contre, en absence du *Rhizobium japonicum,* la teneur demeure nettement plus faible, de p. 25 100 environ.

II. — *Production et composition oléoprotéique de la graine*

a) *Teneur et rendement en huile.*

1. *Teneur en huile.*

La figure 4 indique l'évolution de la teneur en huile en fonction du temps, pour des traitements qui diffèrent soit par l'alimentation hydrique (Bd_1 et T_2d_1), soit par l'ensemencement en *Rhizobium* (Bd_1 et Bd_0). Cette figure montre que la lipidogénèse débute entre le 110e et le 120e jour après la levée selon le traitement. Le phénomène, lent pendant les dix premiers jours, s'accélère ensuite très fortement. Ainsi, quel que soit le traitement, la teneur en huile s'élève de 5 à 17 p. 100 en 10 jours seulement. La formation d'huile devient donc un processus très rapide entre le 35e et le 45e jour après la fécondation (MAZLIAK, 1968). Cependant, dans le traitement inoculé, la formation d'huile est beaucoup plus précoce en culture non irriguée qu'en culture irriguée ; ce fait est directement lié à l'accélération de la maturation des graines provoquée par la contrainte hydrique. La teneur en huile des graines issues du traitement Bd_1 est ainsi, en cours de culture, à tout instant inférieure à celle du traitement T_2d_1 ; en particulier, elle le demeure à la récolte, bien que les graines, dans chaque traitement, aient atteint leur maturité physiologique.

En l'absence d'inoculation, l'enrichissement en huile progresse plus lentement au départ, mais la teneur en huile atteint à la récolte la valeur la plus élevée.

2. *Rendements en huile.*

La production d'huile en fonction du temps est toujours plus faible en culture non inoculée qu'en présence d'inoculation (tabl. 3).

Pour le soja inoculé, l'irrigation amène, pour l'année considérée, un retard dans la synthèse de l'huile ; la production d'huile ne devient supérieure en milieu irrigué

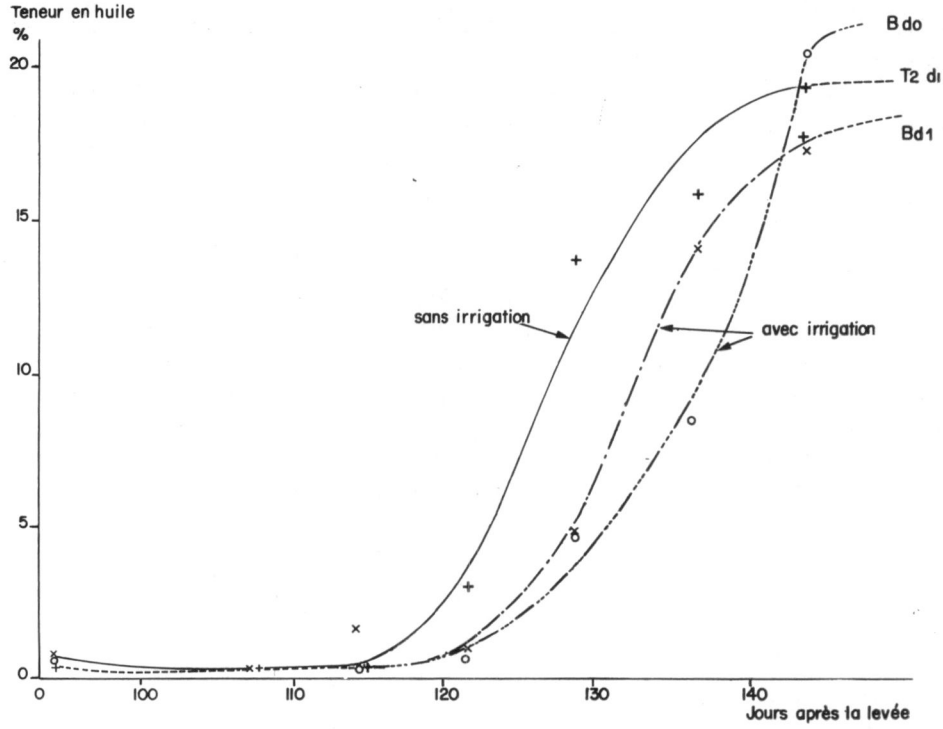


FIG. 4. — *Évolution de la teneur en lipides de la graine au cours du temps, selon les conditions d'alimentation en eau et d'ensemencement en* Rhizobium (T_2d_1 et Bd_1 inoculés ; Bd_0 non inoculé)

TABLEAU 3

Production d'huile (kg/ha) *par le Soja suivant différentes situations écologiques*

Année	Traitements	Jours après levée						Récolte
		115	120	125	130	135	140	
1972	Bd_1	6	15	67	143	299	397	433
	T_2d_1	15	42	135	250	326	372	382
	Bd_0	5	15	20	47	83	164	226
1971	Ad_1							700
	T_1d_1							540

qu'après le 135e jour. Les résultats de 1971, que confirment par ailleurs des données récentes (LAGACHERIE et OBATON, 1973), montrent que la quantité d'huile produite atteint couramment à la récolte 700 à 800 kg/ha en culture irriguée. La faible production d'huile observée en 1972 et tout particulièrement en présence d'irrigation n'est pas due à de grandes modifications dans la teneur mais, comme il a été déjà montré dans le précédent mémoire, à une chute importante du rendement en grains du fait des conditions climatiques défavorables.

b) *Teneur et rendement en protéines.*

Le tableau 4 montre que la teneur en protéines du grain entier augmente durant la première phase de maturation pour se stabiliser ensuite, selon le traitement, vers le 120-130e jour de culture. La teneur en protéines des graines déshuilées (tourteau) augmente par contre régulièrement et demeure constamment supérieure à celle observée pour le grain entier, l'écart étant proportionnel à la richesse en huile du grain. En présence de l'inoculum, l'irrigation a induit une différence faible au bénéfice de la plante bien alimentée en eau ; en l'absence du *Rhizobium japonicum*, ces teneurs demeurent constamment plus faibles.

TABLEAU 4

Teneur et rendement (kg/ha) *en protéines du grain au cours de la maturation pour les 3 traitements* Bd_1, T_2d_1, Bd_0

	Traitements	Nombre de jours après la levée et stades					
		stade laiteux		pâteux		vitreux	
		90	100	110	120	130	140
Bd_1	MS p. 100 MF	22	28	34	43	55	74
	Protéines p. 100 grain	37,5	38,1	40,6	42,5	43,8	43,8
	Protéines p. 100 tourteau	37,5	38,1	40,6	45,1	47,5	51,9
	Rendement en protéines (kg/ha)	150	419	934	1 020	1 064	1 064
T_2d_1	MS p. 100 MF	24	30	39	53	69	72
	Protéines p. 100 grain	38,8	38,8	39	40,6	40,6	40,6
	Protéines p. 100 tourteau	38,8	38,8	39,4	42,5	46,3	50
	Rendement en Protéines (kg/ha)	175	233	429	796	796	796
Bd_0	MS p. 100 MF	21	27	34	42	53	72
	Protéines p. 100 grain	28,8	28,8	29,4	30	31,9	33,1
	Protéines p. 100 tourteau	28,8	28,8	29,4	30,6	33,1	36,3
	Rendement en protéines (kg/ha)	58	161	265	302	351	381

Les rendements en protéines augmentent rapidement en présence d'inoculation et se stabilisent ensuite vers le 120e jour de culture. En l'absence d'inoculation, le phénomène est régulier mais de moindre ampleur. Les données du tableau 4 montrent finalement que dès la fin du stade pâteux, la production de protéines atteint respec-

tivement 100, 96 et 92 p. 100 du rendement final pour les traitements T_2d_1, Bd_1 (soja inoculé non irrigué ou irrigué) et Bd_0 (non inoculé et irrigué).

En définitive, les teneurs en huile à la récolte se classent en raison inverse des teneurs en protéines (tabl. 4).

Pour ce qui est de l'équilibre oléoprotéique de la graine de soja au cours de la maturation, il convient donc de noter que l'alimentation hydrique conduit à des variations opposées à celles observées couramment dans d'autres cultures où, en présence d'irrigation, le taux de protéines de la graine diminue au profit de la teneur en lipides ou en glucides (DECAU, 1970 ; DECAU et PUJOL, 1973 ; LENCREROT *et al.*, 1973). Chez le soja inoculé, l'augmentation de la teneur en protéines, observée en présence d'irrigation, paraît ainsi résulter d'une fixation plus importante d'azote libre, les bactéries devenant en effet plus efficientes en milieu bien pourvu en eau.

III. — *Évolution de la composition en acides aminés des protides synthétisés*

a) *Composition en acides aminés des protides au cours de la maturation.*

Si l'examen du tableau 4 montre que les teneurs en protéines du tourteau de soja sont déjà élevées dès le stade laiteux, il convient maintenant d'étudier la composition en acides aminés de ces protides, critère important de la valeur nutritionnelle de ces graines. Le tableau 5, où sont rassemblées les teneurs en acides aminés des protides de la graine, en montre la relative stabilité de composition tout au cours de la maturation et quel que soit le traitement. La teneur en lysine, autre critère important à prendre en compte, reste ici toujours très élevée et relativement constante, contrairement à ce que l'on trouve pour d'autres cultures où l'on observe une diminution au cours de la maturation (MOUREAU et LANDRY, 1972 ; LENCREROT, résultats non publiés). Cette diminution, observée chez d'autres espèces végétales, est la conséquence d'une dilution de la lysine totale du grain du fait de l'apparition progressive de groupes protéiques pauvres en lysine (zéine pour le Maïs par exemple). Pour le Soja par contre, on peut penser que les groupes protéiques qui apparaissent au cours de la maturation de la graine (globulines), possèdent une relative homogénéité de composition.

Enfin, en accord avec les données récentes de la bibliographie (CAVINS, 1972), on note ici les taux faibles en acides aminés soufrés des protides de cette graine.

b) *Production de lysine et d'acides aminés soufrés* (MET + CYS).

La quantité de lysine et d'acides aminés soufrés (méthionine + cystéine) synthétisée par le végétal constitue un autre paramètre quantitatif aussi important que la quantité de protéines brutes pour évaluer la valeur nutritionnelle d'une culture.

Le tableau 6 montre que la quantité de lysine et d'acides aminés soufrés synthétisés augmente au cours de la maturation quel que soit le traitement. Il convient par ailleurs de noter que, comme la production de protéines brutes, la quantité de ces deux groupes d'acides aminés synthétisée atteint dans chaque cas, dès le stade pâteux, près de 90 p. 100 de sa valeur à la récolte.

En présence d'inoculation, l'irrigation a augmenté significativement la production de ces deux groupes d'acides aminés. L'absence d'inoculation, en revanche, a entraîné une production nettement plus faible en ces acides aminés : 3 fois moindre

TABLEAU 5

Composition en acides aminés des protides des graines déshuilées (g acides aminés/16 g d'azote) *au cours de la maturation et pour différents traitements*

Acides aminés	Jours après levée															
	Soja irrigué Bd_1					Soja non irrigué T_2d_1					Soja irrigué non inoculé Bd_0					
	93	107	114	128	143	93	107	114	121	136	93	107	114	121	128	136
ASP	12,2	11,2	12,2	11,0	11,8	11,7	8,1	7,7	11,2	12,4	8,8	10,7	11,0	12,6	10,7	9,2
THR	3,9	4,2	4,1	3,8	3,7	3,4	3,0	3,8	4,0	4,3	3,4	3,7	5,2	4,0	4,3	3,4
SER	5,4	5,3	5,2	4,8	4,5	4,5	3,7	5,2	5,0	5,4	4,1	5,0	6,0	5,1	5,0	4,2
GLU	19,0	16,7	17,9	18,3	16,7	15,4	11,8	17,0	18,7	19,5	10,4	17,0	16,7	16,4	16,3	14,2
PRO	5,6	4,0	5,5	4,7	4,1	4,5	4,9	5,2	6,5	5,9	3,1	5,2	5,6	5,4	4,5	4,4
GLY	4,2	4,1	4,1	3,7	3,8	3,4	2,8	4,2	4,2	4,3	3,2	4,2	4,4	4,1	3,8	3,2
ALA	4,2	4,4	4,0	3,8	3,7	3,9	3,4	4,1	4,2	4,3	4,4	4,0	4,3	4,1	4,1	3,4
VAL	4,5	4,4	4,3	4,1	3,9	3,8	3,6	4,4	4,2	4,5	3,9	3,9	4,5	4,0	4,1	3,4
CYS	1,1	0,9	0,9	1,2	1,0	0,7	1,0	0,3	1,2	1,4	1,0	1,1	1,4	1,0	1,4	1,3
MET	0,8	0,6	0,8	0,9	—	0,8	0,6	—	0,5	1,1	0,8	0,6	0,7	0,7	1,0	4,9
ILE	4,5	3,8	4,0	4,1	3,9	4,1	3,6	2,8	4,5	4,7	3,6	4,0	4,0	4,2	4,2	3,6
LEU	8,6	5,6	6,6	5,0	7,0	6,3	4,7	5,2	7,2	7,8	3,5	3,5	4,7	7,6	4,2	6,1
TYR	3,2	3,5	3,0	2,7	3,3	3,5	3,2	2,8	3,6	3,8	3,2	3,0	3,3	3,3	3,0	3,3
PHE	5,0	4,8	4,5	4,2	4,3	4,6	4,6	4,1	5,0	5,1	4,2	4,2	4,3	6,4	4,4	4,0
LYS	6,0	5,2	6,2	5,1	5,6	5,2	4,6	4,2	6,0	6,8	6,2	5,5	6,0	5,2	5,3	5,4
HIS	2,5	3,0	3,6	2,5	2,4	2,4	2,0	2,1	2,6	2,8	2,5	2,2	2,6	2,3	2,5	2,1
ARG	8,3	8,1	8,7	7,3	7,3	7,1	6,2	6,8	6,7	8,2	6,5	5,8	6,7	6,5	6,3	5,8
γ · BUT	0,7	1,2	1,1	0,4	—	1,2	0,7	0,6	0,4	0	1,7	1,4	0,7	0,4	0	0

pour la lysine et plus de 2 fois pour les acides aminés soufrés. Cette diminution observée est imputable non pas à la composition en acides aminés des protéines de la graine qui reste, comme nous l'avons vu, relativement stable, mais à la production de protéines brutes nettement inférieure dans ce cas (tabl. 4).

TABLEAU 6

Rendement en lysine et en acides aminés soufrés au cours de la maturation de la graine selon différentes conditions culturales

(essai 1972) (kg acides aminés/ha)

Traitement		Jours après la levée					Récolte
		90	100	110	120	130	
Bd_1	Lysine	8	23	52	59	60	65
	Soufrés	2,1	6,0	15,0	17	17	17
T_2d_1	Lysine	9	12	23	41	42	47
	Soufrés	3	4	7	12	13	14
Bd_0	Lysine	3	8	14	17	18	23
	Soufrés	1	3	5	6	7	7

c) *Relation entre la teneur en lysine et en protéines du grain déshuilé.*

Les diverses situations écologiques étudiées et les doses croissantes d'inoculum appliquées, qui modifient peu ou pas la teneur en azote du grain, peuvent-elles avoir une influence sur l'équilibre lysine ↔ protéines du grain?

La relation qui lie la teneur « L » en lysine des graines et leur teneur « P » en protéines brutes constitue une donnée importante qui permet de savoir si la composition en acides aminés est plus ou moins favorable du point de vue nutritionnel. De telles approches ont déjà été utilisées pour d'autres cultures, notamment par MOSSÉ et BAUDET (1969), GIRAULT *et al.* (1970) pour les céréales, et par BAUDET *et al.* (1971), pour le Tournesol. Cette relation permet en outre d'entrevoir des possibilités d'application, sur le plan pratique, dans la perspective d'une amélioration du taux de lysine du grain par la voie génétique.

La figure 5 représente ainsi la variation de la teneur L en lysine (g de lysine p. 100 g de graines déshuilées) pour 60 échantillons de soja (variété *Amsoy*) provenant de diverses situations écologiques ou de différents stades de maturation. La plupart des points situés dans la bande linéaire d'équation $L = 0{,}0515\ P + 0{,}17 \pm 0{,}60$ montre que :

— en l'absence d'inoculum, l'ensemble des points se situe dans la partie basse de la courbe : la faible teneur en protéines du grain n'est pas compensée par une augmentation de la teneur en lysine ;

— en présence du *Rhizobium japonicum*, l'irrigation déplace vers la droite la plupart des points représentatifs : elle améliore donc à la fois la teneur en protéines et la teneur en lysine du grain.

Notons par ailleurs que, quelles que soient les situations écologiques rencontrées, les grains des stades jeunes (stade laiteux) se distinguent nettement des échantillons qui ont atteint un stade de maturation plus avancé : moins de protéines et de lysine dans la graine déshuilée.

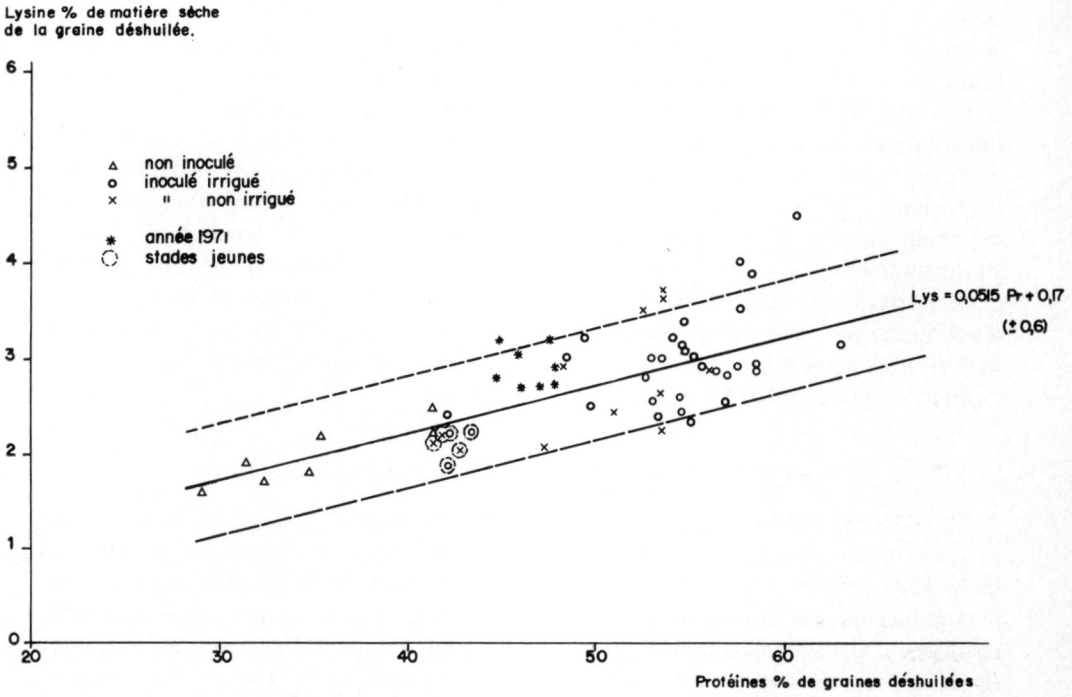


FIG. 5. — *Relation entre la richesse en lysine et en protéines du grain de Soja suivant différentes situations écologiques et divers stades de maturation de la graine*

On observe de plus, à la récolte, que les points représentatifs des teneurs en lysine et protéines des graines de 1971 se distinguent de ceux correspondant aux échantillons de 1972 par des teneurs en protéines plus faibles : les conditions climatiques de 1971 favorables au Soja ont permis à la fois une photosynthèse et une assimilation de l'azote très actives. En 1972, par contre, des conditions thermiques moins favorables ont réduit l'activité de la photosynthèse sans affecter dans les mêmes proportions l'efficience des bactéries.

La relation montre enfin une grande amplitude de variations de la quantité de lysine dans les protéines de la graine, amplitude que traduit l'incertitude sur l'ordonnée à l'origine de la courbe ($0{,}17 \pm 0{,}60$). Dans cet écart, une part pourrait provenir de la nature même du végétal et laisser espérer une amélioration grâce à des techniques culturales mieux appropriées ; une autre, non négligeable, pourrait cependant provenir de l'hétérogénéité des lots de grains étudiés ; il pourrait notamment exister des différences de composition protéique suivant la position de la graine sur la plante, point qu'il conviendrait d'étudier.

DISCUSSION

Dans le présent mémoire, à partir des essais culturaux de 1972, nous avons essayé d'établir les mécanismes par lesquels s'élaborent la qualité oléoprotéique de la graine du Soja (absorption et transfert d'azote, synthèse d'huile et de protéines, étude des acides aminés indispensables). Si l'on peut espérer une similitude des mécanismes dans les diverses conditions écologiques et culturales, le seul examen des résultats obtenus dans les 3 traitements étudiés (inoculé irrigué ou non et irrigué non inoculé) suggère une influence possible des conditions climatiques du type d'année. En effet, dans le précédent mémoire, cette influence est apparue nettement dans le cas des rendements en grains et de l'activité photosynthétique nette totale de la plante. Par conséquent, nous examinerons et discuterons ici tout particulièrement l'incidence des conditions climatiques sur la production qualitative des cultures et ses modalités d'action sur les phénomènes de translocation vers le grain. Par ailleurs, à la lumière des études de cinétique réalisées, nous envisagerons l'utilisation possible de la graine immature pour l'espèce humaine.

1. — *Production qualitative du Soja selon l'année climatique*

Les données du tableau 7 montrent qu'à la variabilité très grande des rendements en grains selon l'année climatique, s'opposent les fluctuations faibles des teneurs en huile et en protéines. On note cependant, en 1971, des taux de protéines légèrement plus faibles qui confirment les observations évoquées dans le dernier paragraphe des résultats. L'étude de la composition en acides aminés des protides de la graine semble situer les taux de lysine des protéines en 1971 parmi les plus élevés de l'ensemble des résultats obtenus. Il semblerait donc qu'en 1971, année favorable à la croissance et au développement du soja (rendements respectifs de 27,3 et 39,8 q/ha pour les traitements T_1d_1 et Ad_1), l'azote fixé par les bactéries se soit ainsi dilué dans la masse plus grande de matière.

TABLEAU 7

Teneurs en huile, en protéines et en lysine, et rendement en ces principaux composés à la récolte pour les différents traitements mis en jeu dans le protocole résumé au tableau 1

Traitements	1971		1972										
	T_1d_1	Ad_1	T_2d_1	Bd_0	Bd_1	Bd_2	Bd_3	Cd_1	Cd_2	Cd_3	Dd_1	Dd_2	Dd_3
Grains (q/ha)	27,3	39,8	19,6	11,3	24,3	24,5	25,1	23,8	25,7	25,2	24,4	21,0	27,1
Huile (% MS).....	19,6	17,6	19,4	21,3	18,2	18,2	18,3	18,5	19,1	18,2	18,2	17,8	18,4
Huile (q/ha)	5,4	7,0	3,8	2,4	4,4	4,5	4,6	4,4	4,9	4,6	4,4	3,7	5,0
Protéines (% MS) ..	38,0	40,0	40,3	32,9	43,6	42,3	42,2	39,8	39,9	40,9	41,8	42,8	41,9
Protéines (q/ha) ...	10,4	15,9	7,9	3,7	10,6	10,4	10,6	9,5	10,3	10,3	10,2	9,0	11,4
Lys. g 16 g N	6,6	6,5	6	6,1	6,1	6,1	6	5,7	5,5	5,5	5,8	6,2	5,7
Lys. (kg/ha)	68,6	103	47	23	65	63	64	54	57	57	59	56	65

En 1972, par contre, faute de conditions de développement favorable, l'efficience des bactéries a conduit à la production de grains légèrement plus riches en protéines et l'on peut se demander dans quelle mesure cet enrichissement protéique est responsable de l'apparente dilution de la lysine observée.

L'examen de l'ensemble des rapports $\frac{\text{lysine (p. 100 grain)}}{\text{protéines (p. 100 grain)}}$ nous a montré l'incertitude d'interprétation dans laquelle nous nous trouvions à cet égard.

Du fait de la relative stabilité de la composition des grains, les rendements en huile, en protéines et en lysine, largement tributaires des rendements en grains, situent les productions de 1971 très au-dessus de celles de l'année suivante. Les rendements oléoprotéiques obtenus en 1971 (7 q huile/ha et 16 q protéines/ha) ne représentent probablement pas cependant les niveaux potentiels de production accessible pour cette culture (GUILHAUMAUD et OBATON, 1973).

2. — *Photosynthèse nette et translocation vers le grain*

La production potentielle dépend à la fois de l'aptitude de la plante à photosynthétiser et à transférer les matières élaborées vers le grain. Les essais de 1971 et de 1972, offrant une large gamme de conditions écologiques et culturales, nous ont permis de voir les fluctuations d'activités photosynthétiques de la plante ; nous examinerons ici le bilan des phénomènes de transfert vers le grain (tabl. 8).

TABLEAU 8

Relation entre la photosynthèse nette et les translocations vers le grain

Année	1971		1972										
Traitements	Ad_1	T_1d_1	T_2d_1	Bd_0	Bd_1	Bd_2	Bd_3	Cd_1	Cd_2	Cd_3	Dd_1	Dd_2	Dd_3
Grains (q/ha) / MST (q/ha)	0,39	0,35	0,35	0,23	0,31	0,33	0,33	0,33	0,33	0,34	0,35	0,30	0,35
Protéines (q/ha) / MST (q/ha)	0,16	0,15	0,14	0,07	0,14	0,14	0,14	0,13	0,13	0,14	0,15	0,13	0,15

Il ressort de l'examen des données, une stabilité dans la répartition des matières élaborées entre les grains et les organes végétatifs, malgré la diversité des contraintes du milieu, et de même, une relative uniformité du rapport entre les protéines contenues dans le grain et l'ensemble des matières synthétisées par la plante. Notons toutefois que, lorsque la plante est placée dans des conditions peu favorables d'alimentation en azote (traitement Bd_0), les rapports $\frac{\text{grains}}{\text{matière sèche totale}}$ et $\frac{\text{protéines}}{\text{matière sèche totale}}$ demeurent très inférieurs aux autres rapports observés.

Ces données soulèvent plusieurs questions :

Est-il possible de réunir des conditions climatiques et culturales qui permettent d'augmenter à la fois l'efficacité de la production de grains et celle de la production de protéines ? Les valeurs atteintes par ces rapports représentent-elles des caractéristiques variétales ? L'amélioration dans ce cas ne pouvant alors être atteinte que par la voie génétique. Cependant, même en l'absence d'amélioration de l'efficacité des transferts vers la graine, l'augmentation importante de la production oléo-protéique peut être atteinte dans la recherche de conditions de culture qui favorisent le mieux la photosynthèse nette de la plante.

3. — *Production et qualité protéiques du Soja immature*

Les résultats obtenus ont permis de montrer les faits suivants : dès le stade laiteux, le taux de protéines de la graine de soja inoculé atteint 38 p. 100 environ. Au stade pâteux, ce taux s'est encore accru pour atteindre 42-43 p. 100, taux qui ne se modifie guère ensuite jusqu'à la récolte. L'étude de la composition en acides aminés de la graine a montré que, durant cette phase active de protéosynthèse, la valeur biologique des protéines accumulées reste stable à un niveau élevé (forte teneur en lysine). Par ailleurs, dès la fin du stade pâteux, la production de grains évolue peu : la graine subit seulement les transformations qui font apparaître et augmenter ses réserves lipidiques.

Ces faits amènent à considérer l'intérêt que peut présenter l'utilisation possible de la graine immature en alimentation humaine. Cette graine, en effet, pratiquement dépourvue d'huile à ce stade, a une teneur en protéines :

— comparable à celle de la graine d'arachide déshuilée à la récolte,
— supérieure à celle de la fèverole (FAUCONNEAU et MOSSÉ, 1972) et aussi à celle du lait en poudre (PION, de BELSUNCE et FAUCONNEAU, 1963).

Ainsi, s'il n'existe à l'heure actuelle, comme le constate AUTRET (1972), aucune utilisation spontanée du tourteau déshuilé en alimentation humaine, les résultats laissent à penser que la graine immature serait un aliment protéique de choix à cet égard. Les transformations complexes et coûteuses (délipidation, extrusion et texturation) pourraient être évitées, et des pays en voie de développement pourraient aisément trouver là un moyen de résorber, au moins en partie et rapidement, leur important déficit protéique. Il conviendrait nécessairement toutefois d'envisager auparavant, d'une part, les problèmes de qualité organoleptique que cette éventualité soulève, d'autre part, d'étudier les conditions d'élimination par cuisson des toxines qui peuvent limiter la pleine efficacité biologique de ces grains (DEFROMONT, 1971 ; CAVINS, 1972).

CONCLUSIONS

Soumis soit à des conditions d'alimentation hydrique différentes (irrigué ou non), soit à diverses modalités d'alimentation azotée (inoculé ou non), le Soja réagit non seulement dans sa production quantitative, comme il a été vu dans un précédent mémoire, mais aussi dans sa production qualitative, notamment par l'utilisation plus

intense de l'azote atmosphérique en milieu irrigué inoculé. Il s'ensuit une teneur en protéines plus élevée dans les grains des plantes inoculées et irriguées par rapport aux plantes non irriguées, ou non inoculées.

Ainsi, l'irrigation augmente le rendement en grain chez le Soja, comme elle le fait pour le Tournesol et les Céréales, mais cette technique culturale exerce en plus une action positive sur le taux de protéines des grains.

Nos résultats ont, par ailleurs, fait apparaître, face à cette variabilité de qualité protéique globale, la stabilité relative au cours du temps et selon les traitements, de la composition en acides aminés de ces protéines, cette stabilité paraissant ici différencier encore le Soja du Tournesol, et plus encore, des Céréales.

Par ailleurs, l'étude des cinétiques d'accumulation des protéines de la graine a permis :

— de faire la part des phénomènes de photosynthèse nette dans la plante et la part des transferts protéiques à partir des réserves des organes végétatifs ;

— de mettre en évidence la production quantitative importante et la qualité potentielle de la graine immature au stade pâteux, pour l'alimentation de l'espèce humaine.

Reçu pour publication en juin 1974.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier ici, tout particulièrement, M. ROLLIER du Centre Technique Interprofessionnel des Oléagineux Métropolitains (C. E. T. I. O. M.) pour l'appui qu'il a bien voulu nous apporter tout au long de ces travaux.

Nos remerciements vont aussi à MM. LAGACHERIE et OBATON du Laboratoire de Microbiologie des Sols de Dijon qui ont apporté à cette étude à la fois leur aide et leurs conseils.

SUMMARY

ROLE OF CERTAIN FACTORS OF THE ENVIRONMENT IN THE QUANTITATIVE AND QUALITATIVE PRODUCTION OF SOYA.

II. — EFFECT OF ECOLOGICAL CONDITIONS (CLIMATE, NITROGEN AND WATER SUPPLY) ON THE QUALITATIVE PRODUCTION OF GRAIN

Field trials on soya, bringing varied nitrogen and water supply conditions into play, were carried out during two very different climatic years (1971 and 1972).

The authors made a special study of the effect of irrigation and inoculation in *Rhizobium japonicum* on :

— the absorption and transfer of nitrogen towards the grain ;
— the oleoproteinic composition of the seed and its evolution during maturation ;
— the evolution of the amino acid composition of the synthesized protids.

In 1972, an unfavourable climatic year, the total nitrogen absorption and the quantity accumulated in the grain reached 260 and 170 kg ha^{-1}, 170 and 128 kg ha^{-1}, 77 and 59 kg ha^{-1} respectively in irrigated inoculated (Bd_1), non-irrigated inoculated (T_2d_1) and irrigated non-inoculated (Bd_0) crops. The relative part and the rhythmn of nitrogen transfers towards the grain (resultant from proteosynthesis in the vegetative organs or from nitrogen impoverishment of these organs) was measured in each area studied.

The treatments brought into action led to the formation of seeds of varied oleoproteinic composition : protein content 32.9, 40.3 and 43.6 p. 100 respectively in Bd_0, T_2d_1 and Bd_1 for corresponding oil rates of 21.3, 19.4 and 18.2 p. 100.

The study of the evolution of the amino acid composition of the seed during its formation shows the stability of the protids in this respect, a stability which contrasts with the composition variability of cereal proteins.

Finally, the analysis of the combined action of factors brought into play on quantitative and qualitative seed production shows that oil and protein production are chiefly dependent upon grain yield which greatly varies according to the climatic year.

ZUSAMMENFASSUNG

EINFLUSS VON EINIGEN UMWELTFAKTOREN AUF DIE QUANTITATIVE UND QUALITATIVE ERTRAGSLEISTUNG DER SOJABOHNE.

II. — EINFLUSS DER UMWELTBEDINGUNGEN (KLIMA, STICKSTOFF- UND WASSERVERSORGUNG) AUF DIE KÖRNERQUALITÄT

Kulturversuche an Soja wurden während zwei klimatisch sehr verschiedenen Jahren (1971 und 1972) durchgeführt, indem verschiedene Bedingungen der Stickstoff- und Wasserversorgung berücksichtigt wurden.

Die Autoren untersuchten im Besonderen den Einfluss der Bewässerung und der Impfung mit *Rhizobium japonicum* auf :

— die Aufnahme von Stickstoff und dessen Verlagerung in die Samen ;
— die Oel-Protein-Zusammensetzung der Samen und deren Veränderung im Verlauf der Reifung;
— Verlauf der Aminosäure-Zusammensetzung der synthetisierten Stickstoffverbindungen.

Im Jahre 1972, das klimatisch ungünstig war, betrug die totale absorbierte Stickstoffmenge 260 kg ha^{-1}, 170 kg ha^{-1} und 77 kg ha^{-1} und die in den Samen gespeicherte Menge 170 kg ha^{-1}, 128 kg ha^{-1} und 59 kg ha^{-1} für bewässert-geimpfte (Bd_1), unbewässert geimpfte (T_2d_1) und bewässert-ungeimpfte (Bd_0) Kulturen. Der relative Anteil und der Rhythmus der Verlagerung des Stickstoffs in die Körner (als Ergebnis der Protein-synthese in den vegetativen Organen oder deren Verarmung an Stickstoff) wurde für jede der untersuchten Versuchsanordnungen gemessen.

Die untersuchten Bedingungen führten zu unterschiedlicher Oel-Protein-Zusammensetzung in den Körnern : der Proteingehalt beträgt für Bd_0, T_2d_1 und Bd_1 32,9, 40,3 und 43,6 p. 100 ; der entsprechende Oelgehalt 21,3, 19,4 und 18,2 p. 100.

Die Untersuchung des Verlaufs der Zusammensetzung der Aminosäuren in den Samen während ihrer Reifung zeigt Stabilität, die im Gegensatz steht zur veränderlichen Zusammensetzung der Proteine im Getreide.

Die Analyse der Zusammenwirkung der untersuchten Faktoren auf die quantitative und qualitative Samenproduktion zeigt, dass die Bildung von Oel und Eiweiss in erster Linie vom Körnerertrag abhängig ist, der je nach klimatischen Bedingungen des Anbaujahres grosse Schwankungen aufweist.

РЕЗЮМЕ

Роль некоторых факторов среды в количественной и качественной продукции сои. Влияние экологических условий (климат, азотное и водное питание) на продуктивность сои.

П. ЛАНКРЕРО, Ж. ПЮЕШ, Ж. ДЕКО.

Опыты культуры сои проводились в различных условиях азотного и водного питания в течении двух лет (1971 и 1972) с совершенно разными климатическими условиями.

Изучались, в частности, влияние орошения и инокуляции с помощью *Rhizobium japonicum* :

- на поглощение азота и его транспорт в зерно;
- на состав масла и белка зерна, и эволюцию этого состава во время выспевания;
- на эволюцию аминокислотного состава синтетизированных протидов.

В 1972-м году мало благоприятном в климатическом отношении, общее поглощение азота и количество этого элемента накопленное в зерне достигали соответсвенно 260 и 170 кг/га$^{-1}$, 170 и 128 кг/га$^{-1}$, 77 и 59 кг/га$^{-1}$ в орошаемой инокулированной культуре (Bd_1), не орошаемой и не инокулированной (T_2d_1), и орошаемой не инокулированной (Bd_0) культурах. Относительная часть азота, и ритмы транспорта этого элемента в зерно (благодаря протеосинтезу на уровне вегетативных органов, иначе говоря-обеднению этих последних) измерялись в каждом изучавшемся положении.

Различные способы обработки привели к образованию зерна с разным составом масла и протеина : содержание протеина представляло соответственно 32,9, 40,3 и 42,6 % в вариантах Bd_0, T_2d_1 и Bd_1, а содержание масла 21,3 19,4 и 18,2 %.

Изучение эволюции аминокислотного состава зерна в течении его формирования, показывает постоянство протидов, стабильность противулодожную изменчивости белкового состава зерновых.

В заключение можно сказать, что анализ комбинированного действия изучавшихся факторов на количественную и качественную продукцию зерна сои, доказывает, что продукция масла и протеинов этим растением зависят от урожая зерна, который в свою очередь сильно варьирует в зависимости от атмосферических условий данного года.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AUTRET M., 1972. Les protéines non conventionnelles. *C. R. Acad. Agri.*, **9**, 698-718.

BADENHO A. E., HACKLER L. R., 1970. Effects of soaking soybeans in sodium hydroxide solution as pretreatment for soy Milk production. *Cereal. Sci.*, **3**, 15, 84-88.

BAUDET J., LECLERCQ P., MOSSÉ J., 1971. Sur la richesse en lysine des graines de Tournesol en fonction de leur teneur en protéines. *C. R. Acad. Sci.*, **273** D, 1112-1115.

CAVINS J. F., 1972. Aminoacid analysis of soybean meal : Interlaboratory study. *Journal of the A. C. A. C.*, **55**, 4.

CHAGAL A., 1968. *Les facteurs de production chez le Soja.* Thèse docteur Ingénieur Toulouse.

DECAU J., 1970. *Azote et qualité des produits.* Mise au point département Agronomie.

DECAU J., PUJOL B., 1973. Effets comparés de l'irrigation et de la fumure azotée sur les productions qualitatives et quantitatives de maïs de variétés différentes. II. Production de protéines. *Ann. agron.*, **24** (3), 359-373.

DEFROMONT C., 1971. *La cuisson des tourteaux de Soja.* 42 p. Inst. des Corps Gras. Paris.

FAUCONNEAU G., MOSSÉ J., 1972. *Quelques aspects du problème protéines.* I. N. R. A., 25e Anniversaire, 271-288.

GIRAULT A., BAUDET J., MOSSÉ J., 1970. Étude des protéines de la graine de Tournesol en vue de l'amélioration de leur teneur en lysine. « *Improving plant protein by nuclear techniques* » *Proceeding of a symposium. I. A. E. A.*, Vienne, 275-285.

GUILHAUMAUD Y., OBATON M., 1973. Les possibilités d'adaptation et de développement de la culture du Soja en France. *Bull. techn. Inform.*, **282**, 649-660.

LAGACHERIE M. B., OBATON M., 1973. L'inoculation du Soja. Résultats d'essais et orientation future du travail. *C. R. Acad. Agri.*, 67-79.

MAZLIAK P., 1968. *Métabolisme des lipides dans les plantes supérieures.* Masson & Cie ed., Paris.

MOSSÉ J., BAUDET J., 1969. Étude intervariétale de la qualité protéique des orges : taux d'azote, composition en acides aminés et richesse en lysine. *Ann. Physiol. vég.*, **11** (1), 51-66.

MOUREAUX Th., LANDRY J., 1972. La maturation du grain de maïs. Évolution qualitative et quantitative des différentes formes azotées. *Physiol. Vég.*, **10**, 1-18.

PION R., BELSUNCE C. (de), FAUCONNEAU G., 1963. Composition en acides aminés de quelques aliments. *Ann. Biol. Anim. Biochim. Biophys*, **3**, 11-18.

PUECH J., LENCREROT P., HERNANDEZ M., 1974. Rôle de quelques facteurs du milieu dans la production quantitative et qualitative du Soja. I. Croissance, développement et rendement du Soja en culture irriguée ou non. *Ann. agron.*, **25** (5), 659-679.

WOLF W. J., CAWAN J. C., 1973. *Soybeans as a food source.* Butterworths ed., Londres 86.

Ann. agron., 1974, **25** (6), 859-882.

MÉTHODE DE PRÉPARATION DES ARGILES DES SOLS POUR DES ÉTUDES MINÉRALOGIQUES

M. ROBERT et D. TESSIER

Station de Science du Sol,
Centre national de Recherches agronomiques, C. N. R. A.,
78000 Versailles

RÉSUMÉ

Une méthode simple, basée sur une série de décantations successives est proposée pour extraire les argiles des sols, dans un but de détermination minéralogique. Un certain nombre d'autres techniques sont en même temps rassemblées, concernant, soit l'extraction de certains éléments amorphes ou hydroxylés accompagnant les argiles, soit la préparation des échantillons et l'utilisation de tests de comportement pour la détermination à l'aide des rayons X.

INTRODUCTION

Les progrès récents accomplis en Science du Sol rendent de plus en plus indispensable la connaissance fine des minéraux argileux constituant la fraction minérale des sols. C'est en effet à ce niveau que se passent un certain nombre de processus importants aussi bien en ce qui concerne la genèse et l'évolution du sol, la nutrition minérale (capacité d'échange et de rétention de cations ou d'anions) ou la physique du sol (gonflement et fixation d'eau, fixation de composés organiques et développement d'une microstructure).

La séparation des argiles des sols et leur identification continuent cependant à poser des problèmes, et une étude exhaustive sur la question nécessiterait un travail considérable. Notre but n'est ici que de présenter une méthode valable pour la plupart des cas simples, tout en attirant l'attention sur quelques principes à respecter au cours de différents traitements.

Nous exposerons :

— une méthode simple d'extraction des argiles et quelques modifications possibles (emploi de la centrifugation ou des ultrasons);

— quelques traitements classiques effectués sur les sols ou les argiles (déferrification, enlèvement des composés amorphes);

— enfin, la manière de préparer les échantillons et d'effectuer les principaux tests de comportement pour la détermination des minéraux argileux à l'aide des rayons X.

I. — EXTRACTION DES ARGILES (+ LIMONS + SABLES) POUR ÉTUDES MINÉRALOGIQUES

A. — *Généralités*

L'analyse granulométrique a pour but principal d'obtenir, à partir d'un matériau complexe, les particules élémentaires, représentant si possible les individus cristallins (CHAUVEL et MONNIER, 1967), rangées en différentes classes d'après leur taille (sables, limons, argiles). Mais, dans les sols, ces particules élémentaires sont en général liées entre elles par des ciments de nature très diverse (carbonates, composés organiques, composés minéraux amorphes ou oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium), au sein d'agrégats de taille beaucoup plus grande.

L'analyse granulométrique (BÉTRÉMIEUX, 1948) dispose de toute une série de prétraitements destinés à détruire ces ciments ; ce sont successivement :

— un traitement acide pour la destruction des carbonates ;
— un traitement oxydant pour la minéralisation des composés organiques ;
— un traitement réducteur (et complexant) pour l'élimination du fer ;
— un traitement complexant pour l'enlèvement de l'aluminium ;
— dans certains cas, des traitements alcalins pour l'extraction des composés amorphes (Al-Si).

Le but fixé à une méthode de séparation des particules pour études minéralogiques, rejoint évidemment celui d'une analyse granulométrique. Cependant, la détermination quantitative de chaque classe de particule qui est l'objet principal pour cette dernière, devient accessoire pour le premier type d'études; l attention doit porter beaucoup plus sur les transformations susceptibles d'être apportées aux minéraux au cours des traitements.

Ainsi, dans les sols et surtout dans ceux des régions tempérées, il existe toute une séquence d'évolution des minéraux 2/1 où les différences peuvent n'intervenir qu'au niveau des espaces interfoliaires (importance de la charge interfoliaire, présence de cations hydroxylés, de complexes organiques) ou au niveau de faibles variations dans la charge ou la composition des autres couches. D'autres minéraux peuvent être fragiles, soit du fait de leur composition chimique (minéraux contenant du fer), soit du fait de leur structure (minéraux interstratifiés irréguliers). Dans ces conditions, tout prétraitement, quel qu'il soit, est susceptible d'introduire déjà une modification de ces minéraux (BEUTELSPACHER et FIELDER, 1964) :

— *Les traitements acides* sont évidemment les plus destructeurs surtout sur les

minéraux ferrifères (glauconites-nontronites). Il est cependant nécessaire en présence de quantités importantes de carbonates, d'utiliser une concentration élevée en HCl (HCl N/10 voire N) ; mais ce traitement se fait sous contrôle au pH mètre, sans descendre au-dessous de pH 4. Une autre méthode est possible en milieu tamponné, avec l'acétate de Na à 100°C ; elle est beaucoup plus rapide et plus aisée à mettre en œuvre, mais présente l'inconvénient de provoquer la transformation de micas trioctaédriques (passage de 10 à 14 Å).

— *Les traitements oxydants* ne sont pas trop agressifs s'ils ne sont pas effectués en milieu acide. A ce sujet, il faut proscrire l'emploi de H_2O_2 le plus couramment trouvé dans le commerce qui est stabilisé par H_3PO_4. Par contre, H_2O_2 « électrolytique » a déjà un pH moins acide (3-4) et il existe des produits neutres.

Certains inconvénients de ces traitements oxydants subsistent néanmoins :

1. sur des sols provenant de roches-mères riches en micas trioctaédriques (schistes-granites), la granulométrie est faussée par suite d'une microdivision des minéraux micacés (HÉNIN et PÉDRO, 1957) ; la détermination minéralogique qualitative n'est cependant pas modifiée ;

2. l'oxydation du fer ferreux provoquée par H_2O_2 au sein de quelques minéraux 2/1 (vermiculites-smectites), peut modifier leur comportement et, en particulier, leur réaction avec les polyalcools (GJEMS, 1962 ; ROBERT et BARSHAD, 1972) ;

3. on a pu enfin signaler la formation d'oxalate de calcium (MARTIN, 1954) ou celle d'oxalate de fer ou d'aluminium dans des sols riches en matière organique (FARMER et MITCHELL, 1963).

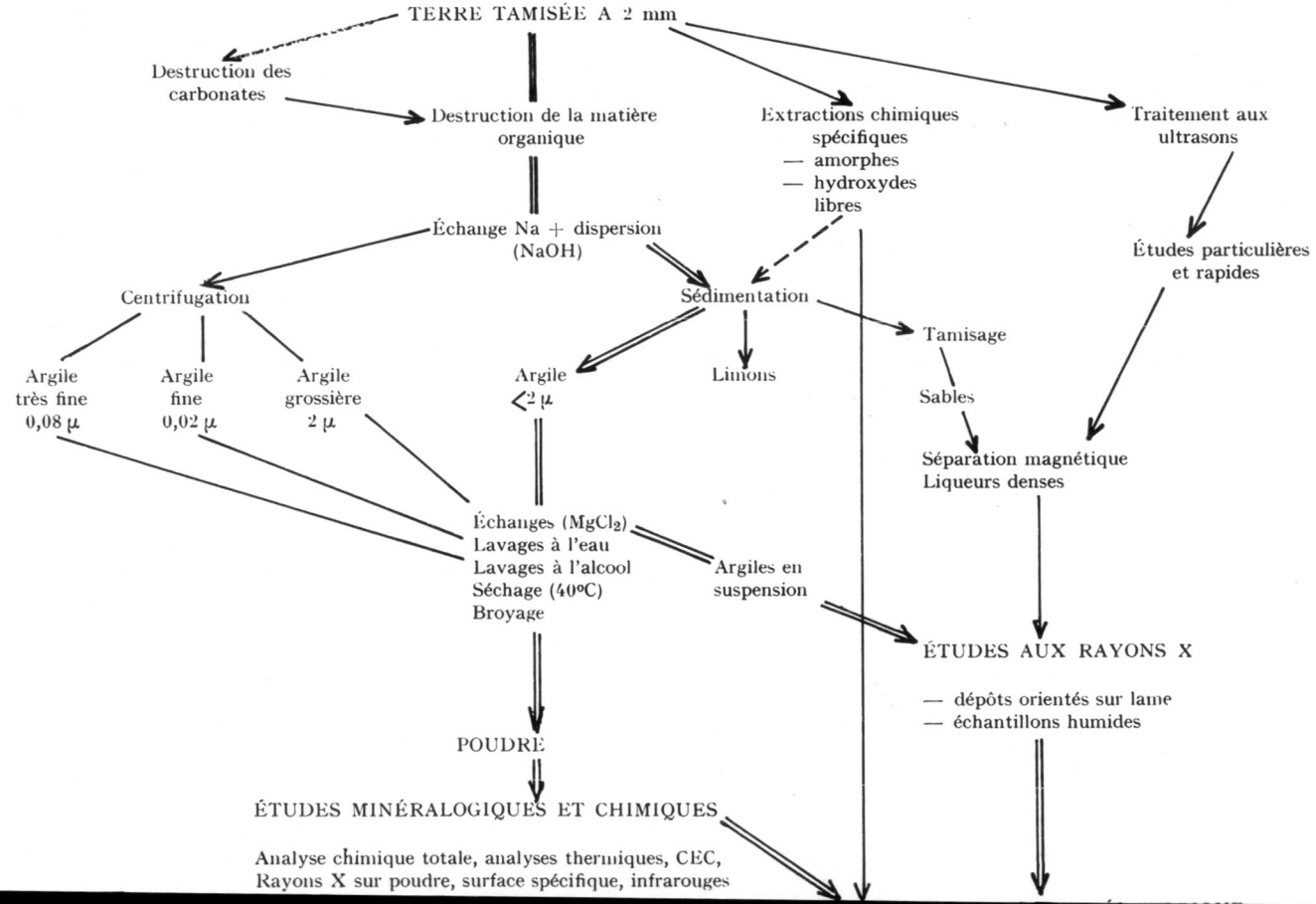
Il n'est pas sûr que l'usage de NaClO recommandé par certains auteurs (ANDERSEN, 1963) remédie à ces derniers inconvénients.

Au sujet des traitements spéciaux de déferrification et d'extraction sélective des éléments amorphes, nous préciserons, dans chaque cas, les inconvénients possibles des nombreuses méthodes proposées dans la littérature. Pour des éléments comme le fer ou l'aluminium, la distinction entre une forme amorphe ou une forme libre (amorphes + oxydes et hydroxydes), et une autre forme plus ou moins immobile, présente dans les minéraux primaires, est difficile. Les traitements réducteurs ou complexants préconisés ont toujours un effet de solubilisation sur les minéraux primaires (ARSHAD *et al.*, 1972 ; SEGALEN *et al.*, 1972). Pour cette raison, nous avons fait le choix ici, contrairement à certaines méthodes américaines (ALEXIADES et JACKSON, 1966 ; HOLMGREN, 1967) ou françaises (SOUCHIER et LELONG, 1970) de ne pas effectuer ces traitements de manière systématique sur le matériau brut avant la séparation granulométrique proprement dite.

Pour accomplir une bonne *dispersion*, l'analyse granulométrique dispose de toute une série de dispersants. Tout d'abord, on désature l'argile avec KCl ou HCl comme dans la méthode internationale ; très souvent ensuite, NH_4OH est employé comme dispersant pour des raisons de commodités : son ajout ne provoquant pas d'élévation anormale du pH, et un excès étant aisé à évacuer par une simple ébullition. Ces traitements classiques, utilisant des cations monovalents de grande taille (> 1 Å), sont à éviter pour des études minéralogiques : ils risqueraient en effet de refermer vers 10 Å les smectites et les vermiculites issues des micas ou des illites. De même, l'usage de dispersants très efficaces comme les polymères ou l'hexaméta-

TABLEAU I

Schéma de séparation des argiles pour une étude minéralogique
(les flèches doubles indiquent les traitements les plus couramment utilisés)



phosphate de sodium est également à éviter à cause des risques d'adsorption ou de surcharge.

La méthode que nous proposons (tabl. 1) s'inspire de ces quelques considérations générales. Elle utilise le minimum de traitements nécessaires pour obtenir une séparation convenable des particules et une bonne identification. L'idéal serait de ne faire aucun traitement et d'effectuer une simple dispersion du matériau dans l'eau (LUCAS *et al.*, 1959) ; mais cette méthode, valable pour certains horizons sédimentaires ou pour des arènes et des horizons C de sols, ne peut plus s'appliquer dès que l'on a affaire aux autres horizons pédologiques. Deux opérations s'avèrent alors nécessaires :

— la destruction des carbonates, lorsqu'ils sont présents ;
— la destruction de la matière organique.

Ces composés non seulement empêchent une bonne dispersion et une saturation convenable des argiles, mais ils sont susceptibles également d'introduire des surcharges lors des déterminations chimiques et thermiques.

Contrairement à la matière organique et aux carbonates, les composés ferrifères ou alumineux ne forment pas, dans les sols des régions tempérées, des ciments assez résistants pour empêcher la dispersion et la séparation des particules fines. Les différents traitements sélectifs ne seront donc effectués que dans une deuxième étape, après un premier examen minéralogique, et seulement lorsque cela s'avère nécessaire.

Dans ces conditions, l'analyse se poursuit par une opération de dispersion (pas toujours indispensable) où l'on utilise NaOH, Na^+ étant un cation monovalent particulièrement actif sur la couche diffuse. On recueille l'argile après floculation, en utilisant un cation bivalent (Mg) : on se trouve alors en présence d'un minéral ayant une *saturation homoionique* bien déterminée sur laquelle l'humidité relative ambiante ne joue pratiquement pas (les vermiculites et smectites saturées par Mg fixent, en général, 2 couches d'eau dans toute la gamme des humidités relatives). *C'est sur un tel échantillon que seront réalisées les différentes études minéralogiques.*

Ceci étant, il convient toutefois de noter que, pour la méthode que nous proposons, il n'y a pas obligatoirement correspondance entre les valeurs obtenues pour les différentes fractions granulométriques, et celles obtenues par une analyse granulométrique classique (BLOT et PÉDRO, 1967).

B. — *Technique habituelle de séparation*

Deux cas sont à distinguer, d'abord celui des matériaux ou sols non calcaires, le plus simple, puis celui des matériaux calcaires qui se ramène rapidement au cas précédent.

a) *Matériaux non calcaires.*

1. *Destruction de la matière organique.*

Il faut obtenir 2 à 3 g d'argile ; pour une terre contenant 10 p. 100 d'argile, on utilise généralement 20 à 30 g de terre séchée à l'air et tamisée à 2 mm. La matière organique est détruite aussi complètement que possible par des traitements répétés à l'eau oxygénée électrolytique : bécher de 600 ml ; 20 ou 30 g de terre, 50 ml d'H_2O_2 110 volumes ou 20 ml d'H_2O_2 55 volumes, d'abord à froid une nuit, ensuite

au bain de sable aux alentours de 60°C (1) ; rajouter H_2O_2, si nécessaire, jusqu'à ce que les bulles de grosse taille provenant de la minéralisation de la matière organique soient remplacées par des bulles très fines dues seulement à H_2O_2. On élimine ensuite H_2O_2 restant par élévation de la température (> 60°C).

Des complexes matière organique-argile très stables, provenant de vertisols, d'andosols ou de sols mélanisés... pourront résister à cette action de H_2O_2 ; ils seront en revanche le plus souvent détruits lors d'un traitement par le citrate de sodium (décrit plus loin).

2. *Dispersion et obtention d'une argile magnésienne.*

L'échange des ions saturant le sol par des ions Na^+ se fait par digestion de la terre dans une solution de NaCl N/10 (100 ml). On laisse décanter une nuit, on siphonne le surnageant et on centrifuge. Après avoir transféré le culot de terre dans un flacon et avoir ajouté NaOH N en ne dépassant pas pH 9,0 (il serait possible d'utiliser également Na_2CO_3 à 2 p. 100, le pH étant voisin de 9), la dispersion de l'argile est achevée par agitation mécanique (durée d'agitation : 4 heures).

TABLEAU 2

Application de la loi de Stockes pour la séparation des argiles (< 2 µ) *et des limons* (2-20 µ)

Température (°C)	*Argile* < 2 µ Profondeur du prélèvement en cm à partir de la surface de la suspension (1)		*Limons* 2-20 µ Temps de chute sur 10 cm
	8 heures	16 heures	Minutes et secondes
15	8,8	17,6	5'27"
16	9,0	18,0	5'19"
17	9,3	18,6	5'10"
18	9,5	19,0	5'03"
19	9,8	19,6	4'55"
20	10,0	20,0	4'48"
21	10,3	20,6	4'41"
22	10,5	21,0	4'34"
23	10,8	21,6	4'28"
24	11,0	22,0	4'22"
25	11,3	22,3	4'15"
26	11,5	23,0	4'10"
27	11,8	23,6	4'04"
28	12,1	24,2	3'59"
29	12,3	24,6	3'54"
30	12,6	25,2	3'48"

(1) *Nota* : Profondeur de sédimentation calculée avec une valeur de la densité de 2,65 pour les particules. Il est indispensable d'éviter toute variation de température au cours de la sédimentation (pièce thermostatée).

(1) Pour des horizons trop organiques, on peut empêcher la formation de mousse par addition d'alcool ou d'un produit spécial antimousse.

La séparation de la fraction $< 2\ \mu$ est obtenue par une série de sédimentations selon les normes de l'analyse granulométrique (loi de Stockes, voir tabl. 2) en maintenant si possible le pH à sa valeur initiale. On effectue généralement 2 ou 3 séparations successives, mais, pour extraire complètement l'argile, on peut les poursuivre jusqu'à ce que la suspension reste claire ; dans ce cas, cinq à six sédimentations pendant 16 heures peuvent être nécessaires. La fraction $< 2\ \mu$ recueillie est versée dans des béchers de 5 l. On procède ensuite à la neutralisation de la suspension sodique par addition ménagée d'HCl dilué de façon à obtenir un pH voisin de 6,5. L'adjonction immédiate de 50 ml d'une solution de $MgCl_2$ N et éventuellement d'une quantité supplémentaire, par fraction de 10 ml, permet une floculation complète. On élimine alors le surnageant par siphonnage et on fait passer le floculat dans un tube de centrifugeuse dans lequel il est ajouté de nouveau 50 ml de $MgCl_2$. On effectue 3 rinçages à l'eau.

Pour les études aux rayons X, il est indispensable de prélever une partie de la fraction argile à ce stade, avant toute dessiccation ; l'échantillon est conservé en tube de plastique en présence de quelques ml d'eau distillée (1).

Pour la fraction destinée aux analyses thermiques et chimiques, on continue par des lavages à l'alcool éthylique à 70° puis à 90°. On vérifie l'élimination quasi totale des ions Cl^- par un test avec $AgNO_3$. L'argile est alors séchée à température modérée ($\sim$ 40°C) dans une étuve ou au voisinage d'une source de chaleur ; puis on réduit le produit sec en poudre par broyage.

3. *Obtention des fractions limons et sables.*

Il est en général utile de recueillir les fractions de taille plus grosse pour des examens minéralogiques divers (microscopie, rayons X, analyses thermiques) ou des analyses chimiques (détermination de la somme quartz + feldspaths, minéraux lourds, zirconium...).

— Après extraction totale de la fraction $< 2\ \mu$, la fraction limon 2-20 μ est obtenue par décantation en appliquant toujours la loi de Stockes (prélèvement sur 20 cm toutes les 4 à 5 minutes) ; sur ces échantillons, les lavages sont alors réduits.

— La fraction 20-50 μ est obtenue par tamisage *sous l'eau* (tamis de 50 μ), toujours après élimination totale de la fraction 2-20 μ.

— Pour les fractions supérieures, on procède par tamisage *à sec* et on séparera au moins les sables fins (50-200 μ) et les sables grossiers (200 μ-2 mm). Les différents minéraux constituants (micas, plagioclases, glauconites...) de ces fractions sableuses peuvent être ensuite séparés à l'aide d'un séparateur magnétique, et des études minéralogiques précises peuvent être alors poursuivies.

b) *Matériaux calcaires.*

Tout matériau (2) présentant une réaction d'effervescence avec HCl N/10 à 25°C sera soumis à une opération de décarbonatation.

(1) Du fait du prélèvement pour les rayons X, on ne connaîtra pas la teneur exacte en limon fin et argile. Il est recommandé de déterminer cette teneur lors de la première dispersion sur un échantillon prélevé à part à l'aide de la pipette de Robinson.

(2) Il est recommandé de conduire également la séparation sur un seul échantillon non décarbonaté qui servira de référence.

1. *Méthode avec HCl.*

On peut procéder, par exemple, en détruisant tout le carbonate de calcium, à froid, par addition progressive d'HCl N/10 en agitant constamment. On veille à ne pas descendre au-dessous de pH 3,5-4 (l'opération réalisée au pH mètre peut durer plusieurs jours). Après décantation, on siphonne le liquide clair surnageant ; l'élimination de $CaCl_2$ formé et d'HCl en excès se fait par des lavages répétés.

2. *Méthode avec un milieu tampon.*

Il est également possible (ALEXIADES et JACKSON, 1966) de traiter, en une ou plusieurs fois, selon la quantité de carbonates présente dans l'échantillon, par 50 ml de tampon acétique (mélange de 82 g d'acétate de Na et de 27 ml d'acide acétique par litre après ajustement à pH 5 avec HCH_3COO). Chaque traitement se fait au voisinage de l'ébullition pendant 30 minutes, et on centrifuge entre chaque traitement (pour des échantillons ayant plus de 20 p. 100 de $CaCO_3$, les volumes ajoutés et les temps de traitement sont augmentés).

Après destruction des carbonates, on peut suivre la méthode normale présentée antérieurement pour les matériaux non calcaires, en continuant par un traitement par H_2O_2. Si l'on a employé l'acétate de Na, il n'est plus nécessaire alors d'utiliser NaCl.

C. — *Techniques particulières de séparation*

1. *Utilisation de la centrifugation.*

La méthode précédente qui repose sur l'utilisation de décantations successives convient parfaitement pour séparer l'ensemble des particules $< 2\ \mu$. Elle ne convient plus si on désire extraire des argiles très fines ($< 0{,}2\ \mu$) ; en effet, le temps de sédimentation est alors beaucoup trop long, et des variations thermiques mêmes faibles peuvent alors provoquer des erreurs importantes.

L'utilisation de centrifugeuses permet d'obtenir des séparations très rapides, soit des argiles très fines, soit même des argiles $< 2\ \mu$ ou des limons. Nous nous référerons à ce sujet aux travaux de TANNER et JACKSON (1948) et de JACKSON (1956), qui utilisent une formule précisant le nombre de tours et le temps nécessaire pour obtenir la chute de particules d'un diamètre donné.

La formule générale est :

$$t \text{ en minutes} = \frac{63{,}0 \times 10^8\, n \log_{10} \frac{R}{S}}{(N_m)^2\, (Du)^2\, \Delta S}$$

où Du est le diamètre des particules en μ,
R le rayon de rotation de la centrifugeuse (jusqu'à la surface du sédiment floculé) (fig. 1),
S la distance de l'axe de rotation à la surface du liquide,
N le nombre de tours par minute,
n la viscosité en poises et ΔS la différence de poids spécifique entre les particules et le liquide.

Les auteurs donnent un abaque permettant pour une centrifugeuse donnée, de calculer le temps et la vitesse de centrifugation nécessaires pour la séparation de particules de taille déterminée.

La méthode peut être utilisée sur l'échantillon total de sol après dispersion ; toutefois, on emploie généralement celle-ci pour séparer l'ensemble de l'argile $< 2\ \mu$ en ses différentes fractions (grossières, fines et très fines).

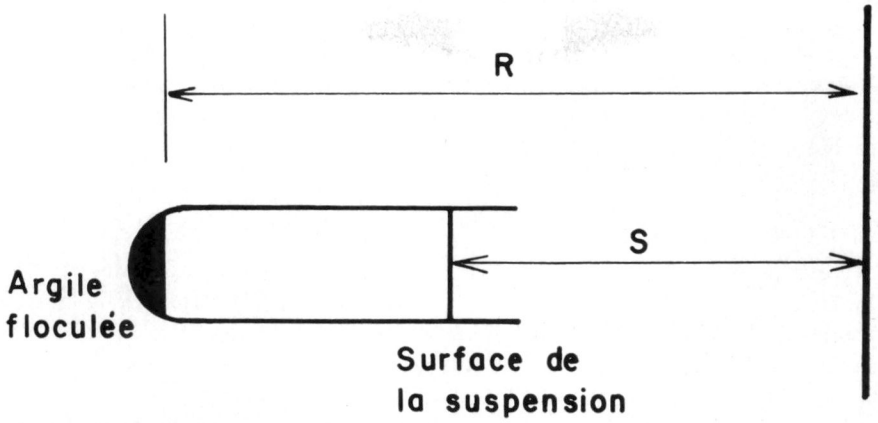


FIG. 1. — *Schéma d'une centrifugeuse montrant les distances intervenant dans le calcul des temps de centrifugation*

a) *Cas d'une centrifugeuse à godets fixes horizontaux.*

Nous donnons un exemple (tabl. 3) calculé pour une centrifugeuse Jouan avec des pots de 1 litre (R = 19 cm ; S = 9 cm). L'échantillon dispersé est versé dans les pots de centrifugeuse. Il arrive parfois qu'un excès de dispersant provoque la floculation de l'argile au cours de la centrifugation ; dans ce cas, on élimine le surnageant et on le remplace par de l'eau. La séparation de la fraction fine se fait alors sans difficulté. Ainsi, pour recueillir les particules $< 0{,}2\ \mu$ (argiles fines), il suffira de centrifuger 54 minutes à 2 400 tours. On répète plusieurs fois une telle opération et on rassemble les fractions par siphonnage. Il est alors possible de faire un prélèvement après ajustement à 1 litre : le poids de l'aliquote prélevée, rendue Mg et séchée à 110°C, permet de déduire la quantité d'argile fine (KITTRICK et HOPE, 1963).

TABLEAU 3

Séparation des argiles avec une centrifugeuse
Centrifugeuse Jouan
Pots d'un litre { R = 19 cm ; S = 9 cm
Viscosité de l'eau à 20°C 0,010 05 poise

Diamètre en μ	Densité	Vitesse de rotation (nombre de tours par minute)	Durée en minutes (température : 20°C)
2	2,65	750 1 000	5,53 3,12
0,2	2,50	2 000 2 400	77,85 54,04

— Pour la séparation des particules comprises entre 2 et 0,2 μ, on centrifuge 3 fois à 750 tours pendant 5,5 minutes. On peut, là aussi, prélever une aliquote qui sera rendue Mg séparément, lavée et séchée à 110°C, pour en déduire un pourcentage d'argile.

b) Si l'on possède une centrifugeuse pouvant opérer en *flux continu* (type Sharpless ou autre...), il est possible par contre de recueillir et de fractionner encore plus aisément la fraction argile (EKKA et FRIPIAT, 1954 ; JACKSON, 1956 ou TRAN VINH AN et NDEJURU, 1972). On peut avec des vitesses de rotation élevées, obtenir des particules de diamètre inférieur à 0,08 μ.

2. *Utilisation des ultrasons.*

Il est possible de disperser très rapidement un sol à l'aide des ultrasons, quelquefois sans addition d'un dispersant, voire même sans destruction de la matière organique ou des carbonates. Nous renvoyons, à ce sujet, aux articles de EDWARDS et BREWNER (1967), BONFILS et DUPUIS (1969) et surtout à la synthèse bibliographique de WATSON (1971).

Dans le cas d'études courantes, nous ne recommandons pas cette méthode qui risque de microdiviser les particules, voire même de produire une amorphisation. Cependant, elle peut être appropriée dans des cas particuliers :

— pour la dispersion des andosols,
— pour l'étude de complexes matière organique-argile, c'est-à-dire là où des traitements par H_2O_2 seraient préjudiciables,
— enfin, pour des études minéralogiques sommaires et partielles : séparation rapide de quelques particules dispersées et obtention immédiate de dépôts orientés pour étude aux rayons X.

En limitant la puissance (< 100 watts) et le temps de traitement (< 15 mn), et en choisissant en même temps une fréquence relativement faible (20 à 25 KHZ au maximum), nos expériences personnelles montrent que la cristallinité des minéraux n'est pas modifiée pour les méthodes d'investigation courantes.

II. — TRAITEMENTS SPÉCIAUX DE DÉFERRIFICATION OU D'EXTRACTION SÉLECTIVE DES ÉLÉMENTS AMORPHES (Al-Si)

Lorsque la fraction argile comprend des composés amorphes, des oxydes et hydroxydes de fer, des minéraux intergrades alumineux ou ferriques, il est nécessaire d'effectuer différents traitements complémentaires. Parmi les nombreuses méthodes possibles, nous avons fait ici un choix de trois d'entre elles qui nous paraissent à la fois les plus utiles et les plus simples à réaliser.

A. — *Traitement au citrate de Na*

Il est destiné principalement à enlever l'aluminium placé en position interfoliaire et qui se trouve lié aux feuillets par des liaisons plus ou moins fortes. On utilise en général la méthode classique de TAMURA (1957) que nous résumons ci-dessous.

Une certaine quantité d'échantillon (200 mg par exemple) est traitée en bécher de 50 ml par 40 ml de solution de citrate de sodium N ajusté à pH 7,3. On porte à ébullition sur plaque chauffante, et on maintient cette ébullition pendant 1 heure. Après centrifugation et renouvellement de la solution, le traitement est recommencé 2 fois. Après le dernier traitement, la suspension est séparée en 2 parties à peu près égales. La première partie sera rendue Mg, la seconde K, et ceci, à la suite de 3 traitements dans une solution normale du chlorure correspondant. On lave à l'eau jusqu'à un début de dispersion. On réalise ensuite une lame en déposant une fraction de suspension et en la laissant sécher (voir III. — A, p.871). Dans les solutions de citrate, il est possible de déterminer les éléments libérés ; les dosages peuvent être faits par colorimétrie (Si, directement sur la solution ; Al et Fe, après destruction du composé organique à l'eau régale) ou par absorption atomique sans destruction des composés.

Ce traitement par le citrate enlève l'aluminium lié aux feuillets 2/1 et facilite donc la détermination du type d'intergrade. Il dissout également les composés amorphes minéraux et organiques, en particulier en extrayant les ions Al et Fe qui peuvent servir de « ponts » entre l'argile et certains composés organiques ; ainsi, ce traitement permet la libération de ces derniers dans le cas où ils auraient résistés au traitement par H_2O_2. Ajoutons qu'un des résultats globaux de ce traitement est de rendre les spectres de rayons X beaucoup plus nets ; cependant, il provoque une certaine ouverture des minéraux micacés trioctaédriques avec déplacement de la raie de 10 à 14 A°.

B. — *Déferrification à l'oxalate*
(et enlèvement des éléments amorphes Si et Al)

Il existe un certain nombre de méthodes classiques de déferrification qu'il est inutile de détailler ici (Deb, 1950 ; Mehra et Jackson, 1960).

Nous insisterons simplement sur une méthode ancienne qui utilise l'oxalate d'ammonium (Tamm, 1922). Cette méthode modernisée par De Endredy (1963) et Schwertmann (1964), puis bien étudiée par Segalen (1970) et Chauvel (1974) [1], a l'avantage de permettre toute une gradation dans l'enlèvement des différentes formes de fer. L'ion oxalique est un complexant du fer, et son efficacité vis-à-vis de celui-ci dépend à la fois :

— du pH de la solution,

— et de la température d'extraction.

Mais de plus, la réaction étant photosensible, son efficacité dépend des conditions d'éclairement de la solution pendant le traitement. Deux méthodes principales sont donc possibles [2] : une méthode d'extraction à l'obscurité (Schwertmann, 1964), et une méthode d'extraction sous rayonnement ultraviolet (De Endredy, 1963).

1. *Méthode d'extraction à l'obscurité.*

La méthode utilise 1 à 5 g de sol (100 mg maximum d'oxydes de fer) qui sont agités, pendant 2 heures, dans des flacons entourés de papier noir, en présence de 100 ml d'un mélange d'acide oxalique 0,1 M et d'oxalate d'ammonium 0,175 M (le pH est alors voisin de 3,25). Après une première extraction, l'opération est répétée

[1] Thèse à paraître.

[2] La méthode de Duchaufour et Souchier (1966, *Science du sol*, **1**, 17-29) associe les traitements Tamm et Deb.

plusieurs fois de manière à établir la courbe cumulative caractéristique de l'échantillon. La majeure partie des « amorphes » est extraite au premier traitement, de sorte que, si l'on désire limiter le nombre des extractions, on pourra utiliser un seul traitement d'une durée de 5 heures (SCHWERTMANN, 1964). Récemment, LANDA et GAST (1973) ont pu vérifier que le traitement réalisé dans ces conditions enlevait quantitativement le fer amorphe sans trop attaquer les hydroxydes ou oxydes. Un autre avantage de ce traitement est d'être valable aussi bien pour l'extraction du fer amorphe que pour celle de l'aluminium et éventuellement de la silice amorphe (traitement Tamm traditionnel).

2. *Méthode d'extraction sous rayonnement UV.*

Dans un cristallisoir, on dépose 200 mg d'argile (ou 500 mg de terre) dans 100 ml de solution. L'épaisseur de liquide ne doit pas dépasser 15 mm. La base de la lampe est placée à 6 cm du liquide dans une enceinte ventilée où l'échantillon est soumis à un rayonnement UV (lampe 400 W Mazda MA 400), pendant 15 minutes à 1 heure. (La lampe porte la température de l'échantillon à 40°C environ).

Deux types de solutions oxaliques peuvent être employés : l'une à pH 3,25 (acide oxalique 0,1 M-oxalate d'NH_4 0,175 M) ; l'autre à pH 4,4 (acide oxalique 0,02 M-oxalate d'NH_4 0,255 M). Celle-ci présente une moins grande agressivité vis-à-vis des minéraux ferrifères 2/1 : elle est donc à préférer dans les sols des régions tempérées. Les temps d'exposition, généralement d'un quart d'heure, permettent, si on répète le traitement, d'établir la courbe de libération du fer. Les résultats sont un peu analogues à ceux obtenus par un traitement DEB ou MEHRA et JACKSON : les composés amorphes et la goethite sont rapidement détruits ; en revanche, pour l'hématite, il faut prolonger les traitements.

Si l'extraction à l'obscurité procure une bonne estimation du fer amorphe, l'extraction à l'aide des ultraviolets donnera le fer « libre » total (goethite + hématite...). La méthode reste valable en présence de minéraux ferrifères du type biotite, glauconite, nontronite, à condition de faire subir les mêmes traitements à des minéraux de référence.

C. — *Dissolution des composés amorphes en milieu alcalin* (Si et Al)

On peut à cet effet, utiliser soit NaOH 0,5 N (HASHIMOTO et JACKSON, 1960), soit de préférence Na_2CO_3 à 2 p. 100, à pH 10,7 (JACKSON, 1956, 1965). Quel que soit le réactif, le protocole est à peu près le même : 2,5 minutes d'ébullition en bécher de nickel avec un assez large excès de réactif (par exemple 100 mg/100 cm^3). La centrifugation et la séparation du liquide surnageant doivent être immédiates. On peut déterminer Si (par spectrocolorimétrie avec le complexe silicomolybdique jaune ou bleu) et Al (spectrocolorimétrie ou absorption atomique).

Le traitement par NaOH à chaud peut provoquer une dissolution notable de certains minéraux cristallisés (kaolinite par exemple) ; aussi FOLLET *et al.* (1965) proposent de réaliser 3 ou 4 traitements avec Na_2CO_3 à 5 p. 100, à une température voisine de 20°C, chacun d'une durée égale à 16 heures $\left(\text{rapport minéral/solution} = \frac{10 \text{ mg}}{80 \text{ ml}}\right)$.

Une autre méthode, basée sur des alternances de traitements par HCl et NaOH, permet, tout en dissolvant assez sévèrement les minéraux cristallisés, de distinguer

la part revenant aux minéraux « amorphes » (SEGALEN, 1968). Cette méthode ne serait cependant pas à utiliser comme prétraitement pour des études minéralogiques.

Toujours pour la réalisation de bilans minéralogiques, signalons qu'avec le même traitement à NaOH sur un échantillon préalablement chauffé (550°C), il est possible de déterminer le pourcentage de kaolinite (HASHIMOTO et JACKSON, 1960). En réalité, même sans préchauffage de l'échantillon, un certain nombre de minéraux commencent à être dissous par la soude.

Toutes ces méthodes en milieu alcalin sont relativement agressives vis-à-vis des minéraux et particulièrement de ceux présents dans les sols des régions tempérées. C'est la raison pour laquelle nous préférons ne pas les utiliser de manière systématique au cours de la préparation des argiles. Au cas où l'on serait toutefois obligé de le faire, le traitement à Na_2CO_3 apparaît comme étant le moins destructeur.

Si l'extraction des constituants amorphes a été effectuée sur un échantillon de sol, l'analyse granulométrique peut continuer normalement à partir du stade de la dispersion sans ajout de dispersant.

III. — TECHNIQUES DE PRÉPARATION DES ÉCHANTILLONS ET TESTS DE COMPORTEMENT POUR LA DÉTERMINATION DES MINÉRAUX ARGILEUX A L'AIDE DES RAYONS X

Parmi les différentes méthodes d'étude minéralogique, la diffraction des rayons X occupe la première place en ce qui concerne la détermination qualitative. Nous ne développerons ici que quelques aspects concernant le conditionnement des échantillons et les modalités d'une détermination pratique (1).

A. — *Conditionnement*

a) Les études aux rayons X peuvent se faire directement sur des *poudres*. Deux méthodes sont couramment utilisées : la première est photographique et utilise en général un dispositif par transmission (de préférence dispositif Seeman Bohlin ou chambre plane). Elle permet une identification très complète des minéraux argileux puisque toutes les diffractions caractéristiques des différents minéraux sont présentes, y compris la raie (060) qui est une raie importante pour la détermination du caractère di ou trioctaédrique des argiles.

Toutefois, le dépouillement des films étant parfois assez long, on utilise le plus souvent, pour la détermination courante, des méthodes par réflexion avec enregistrement (diffractomètre).

Pour ces dernières, si l'on veut identifier les minéraux primaires présents (quartz, calcite) ou les oxydes et hydroxydes, on a intérêt à éviter l'orientation des particules. Malgré ces précautions, la raie (060) des argiles peut ne pas être très intense ; on peut alors se référer au dispositif spécial de RICH (1957).

b) Le plus généralement, on confectionne des *dépôts orientés sur des lames*. Pour cela, après le dernier lavage à l'eau, quelques ml d'eau sont ajoutés au culot

(1) Un deuxième article à paraître aux *Annales agronomiques* traitera des principes de détermination qualitative des minéraux argileux à l'aide des rayons X.

de centrifugation, on agite manuellement, et la suspension concentrée obtenue est déposée sur une demi-lame de microscope à l'aide d'une pipette ou d'une seringue ; la plaque sèche alors en 16-24 heures à l'air et à l'*abri de toute source de chaleur*. Les plaques sont confectionnées en double. Il faut veiller à ne pas prélever une suspension d'argile trop concentrée ce qui peut donner des plaques qui s'écaillent au séchage. Si l'on désire faire des études un peu plus quantitatives sur les diffractogrammes, il est nécessaire de déposer un certain nombre de cm^3 d'une suspension déterminée entre 2 traits de la lame. Il convient aussi que le dépôt soit intégralement balayé par le faisceau de rayons X (JACKSON, 1956).

Malgré ces précautions, l'intensité des raies (001) dépend de l'orientation des particules sur le support. Afin de se placer dans des conditions identiques, certains auteurs conseillent de détruire les amorphes qui masquent une partie du diagramme et empêchent l'orientation (cf. traitement citrate et déferrification).

On peut enfin étaler la pâte argileuse sur une lame ou sur une feuille de milar et utiliser ainsi cette pâte orientée. Avec ce dernier procédé, il est possible de procéder à l'examen des échantillons à l'état humide. BARSHAD (1960) utilise une méthode photographique, et de préférence, une chambre plane et un papier photographique très rapide, à très fort contraste, qui permet de raccourcir le temps d'exposition (5 à 30 mn).

A la suite de DIAMONT et KITNER (1958), un certain nombre de laboratoires d'analyses en série des États-Unis, utilise des plaques céramiques poreuses pour les dépôts d'argile. Il est alors plus aisé de changer le cation ou de traiter par des polyalcools à l'état liquide sur la même lame, en se plaçant au-dessus d'une trompe à vide. Un des inconvénient de cette méthode est le risque d'avoir un fond ou même quelques raies caractéristiques dues à la plaque de céramique.

B. — *Contrôle de l'humidité*

Pour les échantillons saturés par Mg et séchés à l'air, il est souvent superflu de contrôler l'humidité relative. On sait en effet qu'avec ce cation, les minéraux 2/1 smectites ou vermiculites fixent en général 2 couches d'eau dès que l'humidité relative devient supérieure à quelques p. 100 et jusqu'au voisinage de 98 p. 100. Il est cependant toujours utile de connaître l'humidité ambiante du laboratoire (présence d'un hygromètre).

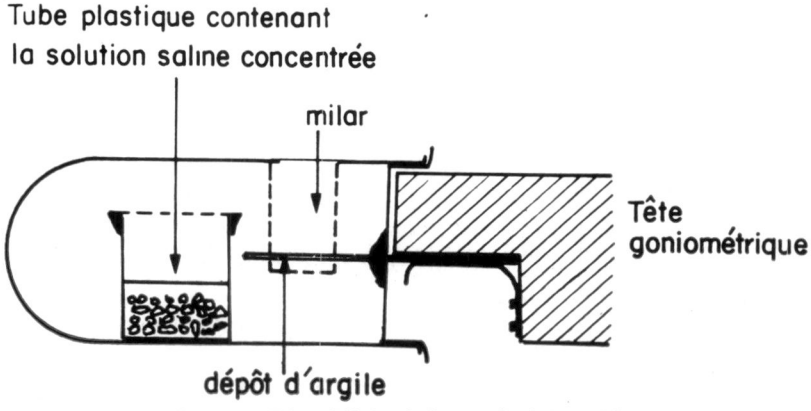


FIG. 2. — *Dispositif simple de contrôle de l'humidité*

On peut, quand cela est nécessaire, réaliser des humidités relatives données, dans des dessiccateurs, à l'aide d'une série de solutions salines ou de solutions de H_2SO_4, et déposer les lames avant étude dans de telles enceintes (tabl. 4).

TABLEAU 4

Constantes d'humidité à 20°C

Solutions salines saturées		Solutions d'acide sulfurique de densité donnée	
Sel utilisé	Humidité relative (%)	Densité H_2SO_4	Humidité relative (%)
$CuSO_4$, $5H_2O$	98	1,00	100,0
Na_2SO_3, $7H_2O$ ...	95	1,05	97,5
$ZnSO_4$, $7H_2O$	90	1,10	93,9
$KHSO_4$	86	1,15	88,8
NH_4Cl.....	79,5	1,20	80,5
$Na_2S_2O_3$, $5H_2O$ ...	78	1,25	70,4
NH_4Cl et KNO_3 ..	72,6	1,30	58,3
$NaNO_2$.....	66	1,35	47,2
NaBr, $2H_2O$	58	1,40	37,1
$NaHSO_4$, H_2O ...	52	1,50	18,8
KNO_2	45	1,60	8,5
$CaCl_2$, $6H_2O$	32,3	1,70	3,2
KCH_3COO	20		
LiCl, H_2O.....	15		

Pour passer les échantillons aux rayons X, il faut avoir une cellule spéciale ou bien passer les échantillons en tubes scellés, ce qui n'est pas sans poser des problèmes. Un autre dispositif simple mis en œuvre au laboratoire semble donner satisfaction. Il consiste à utiliser des tubes de centrifugeuses contenant une solution saline, et à insérer une lame dans le couvercle (fig. 2). L'étanchéité est assurée par un peu de mastic. Avant examen, le tube est conservé dans un dessiccateur où l'on maintient la même humidité que dans le tube.

Pour des examens à une humidité relative voisine de 0 p. 100, on utilise un dispositif de mise sous vide avec une pompe à palettes.

Les distances obtenues sur des minéraux 2/1 expansibles qui ont pu être séchés à 110°C ou même équilibrés avec 40 ou 60 p. 100 d'humidité relative, sont en général différentes de celles que l'on peut obtenir sur une pâte maintenue humide. Sur des échantillons de pâte humide saturés par Na, il est possible de voir si l'argile présente le phénomène de gonflement illimité (distance $d(001) > 30$ Å). Lors de la dessiccation, l'argile reprend des espacements normaux de montmorillonite (18 Å puis 15 à 14).

C. — *Tests de comportement*

Ceux-ci ont pour but de faire varier la distance d (001) des minéraux argileux en jouant plus spécialement sur les espaces interfoliaires des minéraux 2/1. Nous

insisterons beaucoup sur la réalisation pratique de ces différents tests dans la mesure où ils conditionnent la détermination de l'argile.

1. *Gonflement avec les polyalcools.*

On remplace l'eau interfoliaire des minéraux 2/1 par des liquides polaires qui formeront, selon leur nature, des complexes à une ou plusieurs couches d'épaisseur connue. D'une manière traditionnelle, ces polyalcools sont appliqués à des dépôts sur *lames, séchés au préalable.*

a) *Le glycérol* est en général utilisé à l'état liquide ; il est étalé, ou mieux, pulvérisé sur la lame, à l'aide d'un simple vaporisateur à parfum. On peut cependant provoquer sa vaporisation en se plaçant au sein d'un dessiccateur à 110°C.

b) *L'éthylène glycol* est, au contraire, le plus souvent employé à l'état de *vapeur.* Il suffit pour cela de placer les lames dans un dessiccateur où viennent se former des vapeurs d'éthylène glycol. Il est cependant possible, comme pour le glycérol, de l'utiliser à l'état liquide.

Un grave inconvénient de ces méthodes est d'avoir à provoquer une réexpansion d'un minéral préalablement séché ; pour certains minéraux, cette réexpansion peut être difficile. Il est donc plus satisfaisant de *former le complexe glycérol* (ou éventuellement *éthylène glycol*) *argile avant de sécher* ; ceci peut être aisément réalisé en milieu liquide, en traitant, dans un petit tube (50 ml), une fraction de la suspension argileuse par un mélange glycérol-alcool éthylique, à 20 p. 100 de glycérol. On laisse en contact pendant 5 heures, on retire le liquide par une centrifugation, on rajoute ensuite 1 à 2 ml d'eau et on effectue le dépôt sur lame d'une façon normale.

Nous recommandons cette méthode plutôt que les 2 autres méthodes classiques suivantes :

— l'une (BARSHAD, 1960) soumet l'argile à 3 traitements par le mélange alcool glycérol à 30 p. 100, alternés avec des centrifugations. On utilise la pâte argileuse de préférence en examen photographique, en employant un dispositif par transmission. L'excès de glycérol ne nuit absolument pas.

— Une autre méthode réalise le dépôt du complexe glycérol liquide-argile sur une lame qui sert ensuite à un examen diffractométrique. Celle-ci est plus difficile à mettre en œuvre, car pour avoir de bons spectres, il est important de ne pas avoir un excès de glycérol. C'est la raison pour laquelle JACKSON (1956) utilise un mélange glycérol-alcool plus fluide (à 10 p. 100 de glycérol), en quantité juste suffisante (0,2 à 0,4 ml) pour traiter les 20 à 50 mg d'argile qui seront déposés sur la lame.

2. *Utilisation du diméthylsulfoxyde pour la détermination des kaolinites.*

La difficulté de séparer chlorite et kaolinite peut être levée grâce à cette méthode très simple qui permet à la kaolinite de former un complexe d'« intercalation » avec le diméthylsulfoxyde (GONZALEZ GARCIA et SANCHEZ CAMAZANO, 1968). On traite 50 mg d'argile en suspension par 5 ml de diméthylsulfoxyde [1] pendant 8 heures, au bain-marie, en remuant souvent. Après centrifugation, on réalise un dépôt sur

[1] Il s'agit là d'un produit toxique à manipuler sous une hotte ventilée.

une lame de verre, comme pour une préparation habituelle, mais en la chauffant à 40°C. La raie à 7,15 Å de la kaolinite passe à 11,18 Å (l'Halloysite et la Dickite ont le même comportement). Par contre, les vermiculites et les smectites subiront une expansion jusqu'à 18 à 19 Å ; les raies de la chlorite *d*(001) et *d*(002) restent évidemment stables.

3. *Application du chauffage des plaques pour diffractomètre.*

Après un premier passage aux rayons X, les plaques réalisées précédemment peuvent être facilement chauffées dans un four. Les indications concernant l'échantillon doivent être inscrites avec un marqueur indélébile spécial pour hautes températures (les plaques de verre pyrex supportent une température de 550°C). Les plaques déposées dans un dessiccateur après chauffage sont passées, d'abord *sans* réhydratation pour mettre en évidence éventuellement une fermeture, puis *après* réhydratation à l'air. Les températures les plus utilisées sont 110°C, 200°C, 400°C et enfin, si nécessaire, 550°C.

Une *mise sous vide* de l'échantillon au moment du passage au diffractomètre remplace avantageusement un chauffage à 110°C : cette opération permet de distinguer immédiatement les minéraux expansibles (vermiculite-smectite) dont la réflexion *d*(001) se déplace de 14 ou 15 vers 10 Å, des minéraux intergrades et des chlorites dont les espacements ne varient pas.

De même, la mise sous vide peut être effectuée sur un échantillon chauffé pour empêcher sa réhydratation.

4. *Traitement au KCl.*

Ce traitement est utilisé aussi bien pour caractériser les minéraux intergrades que pour différencier les smectites et les vermiculites. On traite le minéral au moins 3 fois par KCl N en pot de centrifugeuse (durée de chaque traitement environ 1 heure). On observe ensuite l'échantillon séché à 25°C, ou après chauffage à 110°C, tout d'abord sans réhydratation (mise sous vide ou passage rapide pour l'échantillon chauffé à 110°C). Dans ces conditions, les smectites et les vermiculites sont « fermées » à 12 et 10 Å, alors que les intergrades restent vers 14 Å. On observe ensuite, pour différencier les divers types de smectites, l'aptitude à la réhydratation (à l'air) ou au gonflement (avec l'éthylène glycol).

5. *Réalisation du « test Hofmann Klemen ».*

Ce test, rappelons-le, permet de distinguer, parmi les smectites dioctaédriques, une montmorillonite d'une beidellite (GREENE KELLY, 1955). Nous avons simplifié ce test pour faciliter l'étude au diffractomètre :

1° On sature le minéral par le cation Li à l'aide de 3 traitements de 2 heures par LiCl N, dont l'un peut se faire à 60°C pour être sûr de saturer complètement l'argile ;

2° Après rinçage à l'eau, on dépose l'échantillon sur une lame de verre qu'on laisse sécher ;

3° On chauffe à 300°C pendant une nuit environ ;

4° On retire les lames et on les traite par l'éthylène glycol vapeur pendant 1 nuit (le glycérol liquide serait également utilisable).

On réalise ensuite un spectre de rayons X. Si on retrouve les espacements normaux à 17 Å, c'est qu'on a affaire à une beidellite. Une montmorillonite, au contraire, perd son aptitude au gonflement du fait de la suppression de la charge d'origine octaédrique par la migration du Lithium.

Des études chimiques plus complexes (GLAESER et MERING, 1971 ; GLAESER *et al.*, 1972) permettent, lorsque le chauffage est réalisé sur des argiles bioniques (saturées avec un cation Li pouvant migrer dans les cavités octaédriques, et un autre cation Na qui ne peut pas migrer), de détecter la présence des charges d'origine tétraédrique et d'évaluer même leur nombre.

CONCLUSION

Nous avons présenté lors de l'introduction un schéma des *différentes étapes de la séparation des fractions fines des sols* (tabl. 1). Indiquons ici, que chaque fois qu'un traitement n'est pas indispensable à cause de la nature du matériau (absence de carbonate, absence de matière organique), le traitement correspondant sera omis. De plus, une grande souplesse est permise selon le type du problème pour lequel on envisage la séparation. Ainsi, lorsque l'on voudra réaliser un bilan chimique et minéralogique complet au niveau du sol, il est possible d'effectuer les extractions chimiques spécifiques (amorphes, hydroxydes libres) sur un échantillon à part : on rejoint alors les méthodes proposées par ALEXIADES et JACKSON (1966) ou par SOUCHIER et LELONG (1970). Une grande souplesse est également possible selon le type de matériau employé puisqu'une méthode beaucoup plus rapide utilisant la centrifugation est possible.

Dans un deuxième schéma (tabl. 5), sont reportés les différents types d'études ou de tests qui sont réalisables sur des échantillons pour leur étude à l'aide des rayons X. Chaque méthode (étude sur poudre désorientée, sur échantillon orienté ou sur argile humide) apporte des éléments d'informations. Nous avons cependant souligné la voie la plus simple et la plus directe conduisant à une détermination des minéraux.

Notons que les traitements chimiques complémentaires (oxalate d'NH_4 et surtout citrate de Na) sont souvent indispensables pour obtenir de bons diagrammes lorsque les particules sont plus ou moins enrobées par des ciments ferrugineux ou alumineux.

Enfin, dans un dernier tableau (tabl. 6), nous avons rassemblé les principaux tests de comportement et les principales données apportées par les rayons X, conduisant à la détermination des différents types de minéraux argileux. Là encore, le nombre de tests rassemblés est important, mais, dans des études en série, il pourra être réduit à 3 ou 4 pour chaque minéral.

Notre but, au cours de cette étude, était donc de proposer un inventaire très large de traitements ou de tests parmi lesquels les utilisateurs pourront choisir ce qui apparaît le plus approprié à leur propre problème. Dans la dernière partie, nous avons esquissé un schéma de détermination qualitative des argiles minéralogiques présentes dans les fractions fines des sols, basé uniquement sur les résultats de la diffraction des

TABLEAU 5

Étude des échantillons à l'aide des rayons X

(les flèches doubles indiquent les traitements les plus couramment utilisés)

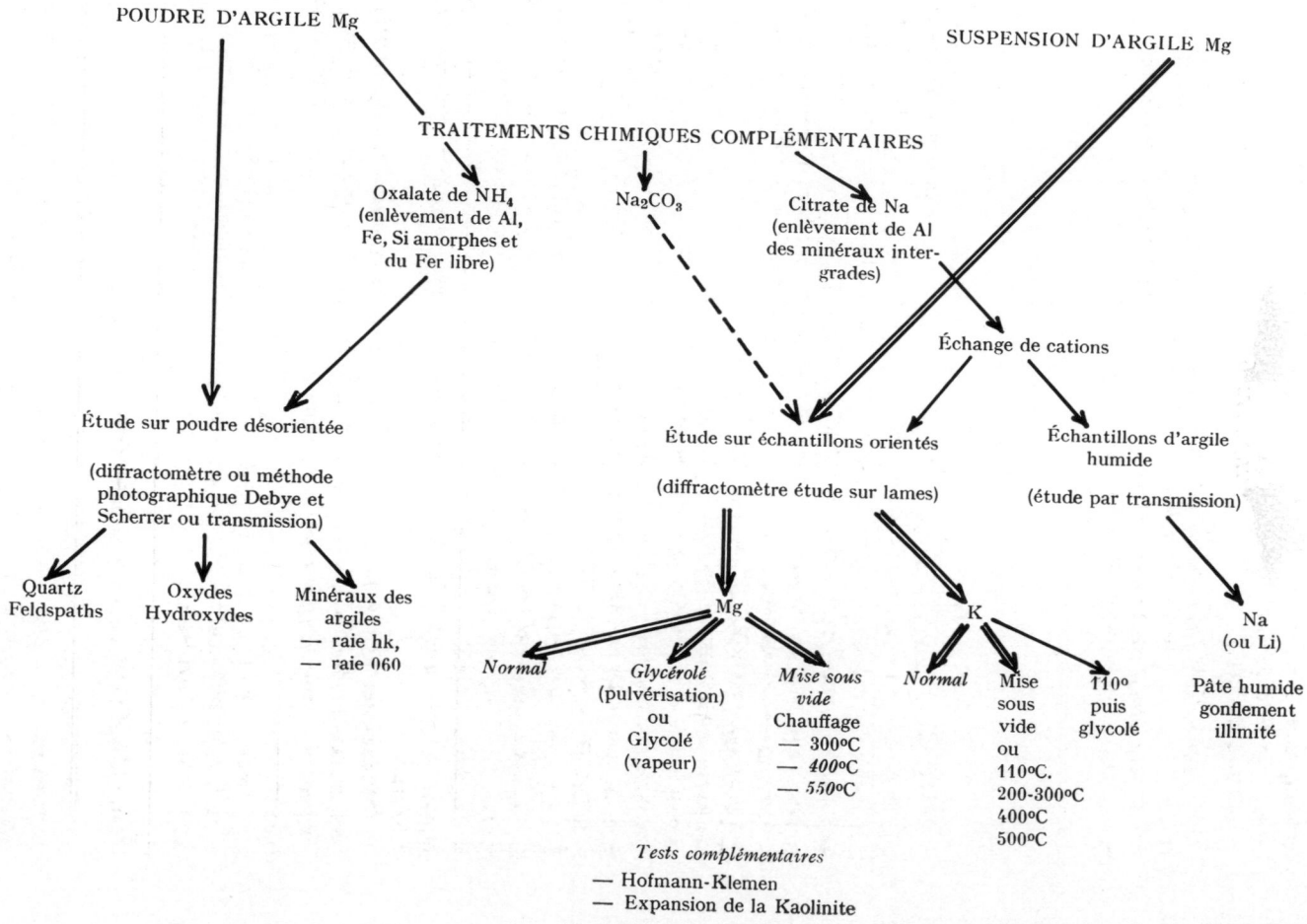


TABLEAU 6

Détermination pratique des principaux minéraux argileux (espèces simples) *à l'aide des tests de comportement*

N : normal ; HR : humidité relative ; G : glycérol ; EG : éthylène glycol ; Ch : chauffé ; DMSO : diméthylsulfoxyde

I. — Minéraux 2/1

Type d'argile		Type de saturation et test effectué (1)	*d*(001) en Å	Observations ou traitements supplémentaires
Minéraux 2/1 *sensu stricto*	Smectites	Mg HR > 99 %	18 à 20	
		Mg N	14,5-15,5	Test Hofmann Klemen
		Mg G	17,5-18	Li 300°C EG → 10 Å Montmorillonite
		Mg EG	≃ 17	Li 300°C EG → 17 Å Beidellite
		Vide	10 à 12	
		Ch 400°C	≃ 10	
		K	12 à 14	
		K 110°C	10 à 12	
		K 110°C EG	17	
		Na G	17-18	
		Na (HR > 99 %)	> 20 Å	
	Smectites de transformation	*Mg G*	17,5-18	Minéraux présentant des propriétés intermédiaires entre smectites et vermiculites
		K 110°C	≠ 10	
		K 110°C EG	≠ 10	
		Na G	14 ou 18	
		Na (HR 99 %)	< à 18 Å	
	Vermiculites	*Mg N*	13,8 à 14,5	* Pour certaines vermiculites de basse charge (0,6-0,7) gonflement entre 16 et17 Å avec EG
		Mg G	14	
		Mg EG	14*	
		Ch 400°C	10	(060) = 1,53 vermiculite trioctaèdrique
		vide	10 à 12 Å	
		K	≃ 10 à 11 Å	(060) = 1,49 vermiculite dioctaèdrique
		K 110°C EG	10	
	Illites et Micas	N	10	Micas dioctaèdriques-Muscovites-illites (060) = 1,49
		Ch	10	glauconite (060) = 1,53
		G ou EG	10	Mica trioctaèdrique (060) = 1,53 (biotite)

(1) Les tests les plus couramment utilisés sont imprimés en italique.

TABLEAU 6 (*suite*)

II. — Minéraux 2/1 + couche hydroxyde
Minéraux 1/1 et Interstratifiés

Type d'argile		Type de saturation et test effectué	*d*(001) en Å	Observations ou traitements supplémentaires
Minéraux 2/1 + couche d'hydroxyde	Minéraux intergrades (smectites et vermiculites) à couche d'hydroxyde ou chlorites en voie de dégradation	*N* *Vide* *Ch 200 à 450°C* *G** Citrate K vide	14 Å 14 Å 10 à 14 Å 14 10 à 12 Å	* La présence de couche hydroxyde interfoliaire dans une smectite peut ne pas empêcher le gonflement (G = 17 à 18 Å). Le comportement au chauffage peut être très variable (il dépend de la quantité d'Al fixé) ; l'essentiel est de voir revenir la raie (001) vers 10 Å. Pour les chlorites dégradées, *d*(002) est intense à l'état nature.
	Chlorite	*N* *Vide* Ch 450°C *Ch 550°C* *G*	14 Å 14 Å 14 Å 14 ou disparition *d*(001) 14 Å	Le test essentiel est de vérifier la stabilité du pic à 14 Å. Le pic ne doit jamais revenir vers 10 Å ; (060) de 1,53 à1 ,56 ; (*d*(002) > *d*(001)) ; pas d'expansion avec le DMSO.
Minéraux 1/1	Kaolinite	*Mg N* Mg 400°C *Mg G* *Ch 500°C*	7 Å 7 Å 7 Å disparition	(060) = 1,485 Test d'expansion avec le DMSO → 11 Å
	Halloysite	*N* *Ch 110°* ou vide)	10 Å 7 Å	
Interstratifiés		N Mg Tests de comportement pour identification des différents minéraux constituants	> 16 Å ou compris entre 10 et 14	Régularité vérifiée par présence des différentes réflexions (ex. 24-12-8 Å)

rayons X. Il y aura toujours intérêt à confirmer ces déterminations par des méthodes complémentaires, telles que analyses chimiques, analyses thermiques, spectroscopie infrarouge.

Reçu pour publication en juillet 1974.

SUMMARY

METHOD FOR PREPARATION OF SOIL CLAYS FOR MINERALOGICAL INVESTIGATIONS

A simple method, based on a serie of successive decantations, is proposed for the extraction of soil clays, with the object of mineralogical analysis. A number of other procedures are set down at the same time concerning, either the extraction of certain amorphous or hydroxyled elements accompanying the clays, or the preparation of samples and use of behaviour tests for X-ray analysis.

ZUSAMMENFASSUNG

METHODE ZUR VORBEREITUNG DES TONS FÜR MINERALOGISCHE UNTERSUCHUNGEN

Es wird eine einfache Methode für die Extraktion des Tons zum Zwecke von mineralogischen Untersuchungen vorgeschlagen, die auf einer Serie aufeinanderfolgender Abgiessungen beruht. Gleichzeitig werden mehrere andere Methoden zusammengetragen, die sich entweder mit der Extraktion bestimmter amorpher oder hydroxyler Bestandteile befassen, die die Tone begleiten, oder mit der Vorbereitung von Mustern und der Anwendung von Verhaltensprüfungen für die Bestimmung mit Hilfe von Röntgenstrahlen.

РЕЗЮМЕ

Метод приготовления почвенных глин для минералогических изучений.

М. РОБЕР, Д. ТЕССЬЕ.

Предлагается простой метод, основанный на серии последовательных сцеживаний, экстракции почвенных глин, для их минералогического изучения. Рассматриваются также и некоторые другие технические приемы экстракции аморфных или гидроксилированных элементов сопутствующих глинам — с одной стороны, и приготовления образцов и применения тестов поведения для рентгенометрических определений — с другой.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALEXIADES C. A., JACKSON M. L., 1966. Quantitative clay mineralogical analysis of soils and sediments. *Clays Clay Miner.*, **14**, 35-52.

ANDERSON J. U., 1963. An improved pretreatment for mineralogical analysis of samples containing organic matter. *Clays Clay Miner.*, **10**, 380-388.

ARSHAD M. A., ST. ARNAUD R. J., HUANG R. M., 1972. Dissolution of trioctahedral layer silicates

by ammonium oxalate, sodium dithionite-citrate-bicarbonate and potassium pyrophosphate. *Canad. J. Soil Sci.*, **52**, 19-26.

BARSHAD I., 1960. X-ray analysis of soil colloids by a modified salted paste method. *Clays Clay Miner.*, **7**, 350-364.

BÉTREMIEUX R., 1948. Sols... dans *Traité pratique de chimie végétale* A. BRUNEL, Tome 2, chapitre IV, Imp. Georges Tourcoing.

BEUTELSPACHER H., FIELDER E., 1964. Einfluss der Vorbehandelung des bodens auf die ergebnisse der tonmineralanalyse. *8th Intern. Congr. Soil Science. Bucharest*, **3**, 1143-1156.

BLOT A., PÉDRO G., 1967. Étude des relations entre la composition granulométrique et la constitution minéralogique des sols et horizons d'altération. *Ann. agron.*, **18** (2), 203-216.

BONFILS P., DUPUIS M., 1969. Étude de la dispersion des colloïdes du sol à l'aide de vibrations ultrasonores. *Bull. Ass. fr. Étud. Sol*, **1**, 13-22.

CHAUVEL A., MONNIER G., 1967. Sur la signification générale de l'analyse granulométrique en pédologie ; examen des problèmes posés par la caractérisation de la structure de certains sols tropicaux. *C. R. Acad. Sci.*, **264**, série D, 1969-1972.

DEB B. C., 1950. Estimation of free iron oxides in soil and clays and their removal. *J. Soil Sci.*, **1**, 2, 212-220.

DE ENDREDY A. S., 1963. Estimation of free iron oxides in soils and clays by a photolytic method. *Clay Miner. Bull.*, **29**, 5, 209-217.

EDWARD A. P., BREMNER J. M., 1967. Dispersion of soil particles by sonic vibrations. *J. Soil Sc.*, **18**, 47-63.

EKKA K., FRIPIAT J. J., 1954. Séparation granulométrique quantitative à la supercentrifugeuse du type « Sharpless ». *C. R. 2e Conf. Interafricaine des sols, Léopoldville*, 163-170.

FARMER V. C., MITCHELL B. D., 1963. Occurence of oxalates in soil clays following hydrogen peroxide treatment. *Soil Sc.*, **96**, 223-229.

FOLLET E. A. C., MCHARDY W. J., MITCHELL B. D., SMITH B. F. L. 1965. Chemical dissolution techniques in the study of soil clays. Part. I. *Clay Min.*, **6**, 23-34.

GJEMS, 1962. A swelling dioctahedral clay mineral of a vermiculite-smectite type in the weathering horizons of podzols. *Clay Miner. Bull.*, **5**, 183-193.

GLAESER R., MERING J., 1971. Migration des cations Li dans les smectites dioctaédriques (effet Hofmann-Klemen). *C. R. Acad. Sc.*, **273**, série D, 2399-2402.

GLAESER R., BEGUINOT S., MERING J., 1972. Détection et dénombrement des charges à localisation tétraédrique dans les smectites dioctaédriques. *C. R. Acad. Sc.*, **274**, série D, 1-4.

GONZALEZ GARCIA S., SANCHEZ CAMAZANO M., 1968. Differentiation of kaolinite from chlorite by treatment with dimethylsulphoxide. *Clay Min.*, **7**, 447-450.

GREENE KELLY, 1955. Dehydration of the montmorillonite minerals. *Min. Mag.*, **30**, 604-615.

HASHIMOTO I., JACKSON M. L., 1960. Rapid dissolution of allophane and kaolinite halloysite after dehydration. *Clays Clay Miner.*, **7**, 102-113.

HÉNIN S., PÉDRO G., 1957. Mise en évidence d'un effet de dislocation du granite à biotite par traitement à l'eau oxygénée. *C. R. Acad. Sci.* **245**, 1451-1453.

HOLMGREN G. G., GEORGE S. S., 1967. A rapide citrate-dithionite extractable iron procedure. *Soil Sci. Amer. Proc.*, **31**, 210-211.

JACKSON M. L., 1956. *Soil chemical analysis advanced course*, 894 p. (5th Printing 1969). Department of soil science, University of Madison (Wisconsin) 53706.

JACKSON M. L., 1965. Free oxides, hydroxides and amorphous aluminosilicates, 578-603. In : *Methods of soil analysis.* Amer. Soc. of Agron. (Agronomy n° 9) part 1, 770 p.

KINTER E. B., DIAMOND S., 1965. A new method for preparation and treatment of oriented-aggregate specimens of soil clays for X ray diffraction analysis. *Soil Sci.*, **81**, 111-120.

LANDA E. R., GAST R. G., 1973. Evaluation of cristallinity in hydrated ferric oxides. *Clays Clay Miner.*, **21**, 121-130.

LUCAS J., CAMEZ T., MILLOT G., 1959. Détermination pratique aux rayons X des minéraux simples et interstratifiés. *Bull. Serv. Carte Géol. Als.-Lorr.*, **12**, 2, 21-31.

MARTIN R. T., 1954. Calcium oxalate formation in soil from hydrogen peroxide treatment. *Soil Sc.*, **77**, 143-145.

MEHRA O. P., JACKSON M. L., 1960. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. *Clays Clay Miner.*, **7**, 317-327.

RICH C. I., 1957. Determination of (060) reflections of clay minerals by means of counter type X ray diffraction instruments. *Amer. Min.* **42**, 569-570.

ROBERT M., BARSHAD I., 1972. Sur les propriétés et la détermination des minéraux argileux 2/1 expansibles (vermiculites-smectites). *C. R. Acad. Sc.*, **275**, série D, 1463-1465.

SCHWERTMANN U., 1964. Differenzierung des Eisenoxides des Bodens durch Extraction mit Ammonium oxalat lösung. *Z. pflanzenernähr.*, **105**, 3, 194-202.

SÉGALEN P., 1968. Note sur une méthode de détermination des produits amorphes dans certains sols à hydroxydes tropicaux. *Cahiers O.R. S. T. O. M., série Pédol.* **6**, 105-126.

SÉGALEN P., 1970. Extraction du fer libre des sols à sesquioxydes par la méthode de DE ENDREDY par irradiation à l'ultraviolet de solutions oxaliques. *Cahiers O. R. S. T. O. M., série Pédol.*, **8**, 4, 483-496.

SÉGALEN P., PARROT J. F., ICHTERZ M. N., VERDONI P., 1972. Effet de méthodes d'extraction cinétique utilisée pour la détermination des produits ferrugineux, sur quelques minéraux purs. *Cahiers O. R. S. T. O. M., série Pédol.*, **10**, 3, 251-271.

SOUCHIER B., LELONG F., 1970. Détermination quantitative par voie chimique des constituants minéralogiques des sols tempérés. *Bull. Serv. Carte Géol. Als.-Lorr.*, **23**, 95-112.

TAMM O., 1922. Eine methode zur Bestimmung des anorganischen Komponenten der Gelkomplexen in Boden. *Medd. für statens Skogsf*, **19**, 385-404.

TAMURA T., 1957. Identification of the 14 Å clay mineral component. *Amer. Min.*, **42**, 107-110.

TANNER C. B., JACKSON M. L., 1948. Nomographs of sedimentation times for soil particles under gravity or centrifugal acceleration. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **12**, 60-65.

TRAN-VINH-AN, NDEJURU E., 1972. Analyse granulométrique de la fraction argileuse par centrifugation en flux continu. *Pédologie*, **22**, 366-382.

WATSON J. R., 1971. Ultrasonic vibration as a method of soil dispersion. *Soils Fertil.*, **34** (2), 127-134.

Ann. agron., 1974, **25** (6), 883-891.

NOTE BIBLIOGRAPHIQUE

LES MÉCANISMES DE L'ABSORPTION FOLIAIRE

Nicole SOUTY et R. GUENNELON

Station de Science du Sol,
Centre de Recherches d'Avignon, I. N. R. A.,
84140 Montfavet

RÉSUMÉ

La pénétration d'ions dans la plante par voie foliaire est susceptible d'être appliquée par les agronomes, les pathologistes, et d'intervenir dans les phénomènes de pollution.

La connaissance des mécanismes fondamentaux présente un grand intérêt. Or, à cet égard, plusieurs hypothèses ont été émises, la plus communément répandue étant celle de la pénétration par les stomates. Une étude bibliographique montre que cette hypothèse peut être confrontée à celle d'une pénétration à travers la cuticule ; la morphologie de l'épiderme, les données biochimiques et des expériences sur des fragments de tissus permettent de proposer un schéma d'« absorption active », expliquant les différences observées selon les produits utilisés. La cinétique de cette absorption présente une grande variabilité et les résultats obtenus pour un élément ne sont pas nécessairement applicables à d'autres éléments.

INTRODUCTION

L'absorption par les organes aériens des végétaux est un processus important dans le contrôle de la pénétration de l'eau et des sels dans la plante, dans le milieu naturel. Les possibilités d'absorption des parties aériennes sont utilisées pour assurer l'alimentation minérale du végétal ou pour introduire des produits ayant une action spécifique : régulateurs de croissance, pesticides,... D'autre part, l'absorption foliaire conditionne la pénétration éventuelle de composés polluants présents dans l'atmosphère.

Ce mémoire consiste en une étude bibliographique des phénomènes d'absorption des éléments ou des composés en solution. Nous y envisageons, en premier lieu, les travaux portant sur l'hypothèse d'une absorption globale dépendant du nombre et de l'activité des stomates, elle-même conditionnée par certains facteurs (lumière, température, etc.). Par ailleurs, d'autres travaux tendent à montrer l'aspect actif du processus d'absorption, sans pour autant invoquer l'influence des variations de ces facteurs sur les mouvements des stomates.

Néanmoins dans certains travaux, la présence de cuticule, tant sur la paroi externe des cellules épidermiques que sur les parois des stomates est considérée comme un obstacle à la pénétration des solutions. Nous rappelons donc, en second lieu, un article de FRANKE (1967) qui n'accorde aux stomates qu'un rôle secondaire et insiste sur la possibilité de décomposer le phénomène d'absorption en trois étapes distinctes, en égard à la nature chimique des différentes structures épidermiques.

ASPECT BIBLIOGRAPHIQUE

D'un point de vue classique, les feuilles vertes sont considérées comme les organes dont le principal rôle est la photosynthèse (production d'hydrates de carbone). Alors que les échanges gazeux (CO_2, O_2, H_2O vap.) ont lieu au niveau des stomates et des espaces intercellulaires, l'eau et les sels minéraux sont absorbés principalement au niveau des racines. Cependant, il est apparu de plus en plus évident que l'absorption de produits minéraux et organiques peut aussi se faire au niveau des feuilles.

GRIS, dès 1844, puis NAYER et BUHM, ont publié des rapports sur l'absorption foliaire. Ces recherches ont été facilitées, au moins depuis 1951, par l'emploi des radioisotopes qui permit des mesures précises et rapides d'absorption et de transfert.

1. — *Différentes hypothèses sur le phénomène d'absorption*

En 1959, WITTWER et TEUBNER ont fait une mise au point sur les conditions d'absorption et de lessivage foliaire (mécanismes et rôle de certains facteurs). Une opposition existe entre les partisans de l'absorption par les stomates et ceux de l'absorption par la cuticule ; le passage à travers des imperfections de la couche cuticulaire, ou à travers la cuticule elle-même, ne résoud pas tous les problèmes laissés en suspens par l'hypothèse de la pénétration stomatique (GUSTAFSON, 1957 ; TEUBNER *et al.*, 1957 ; WALLIHAN *et al.*, 1956). GUSTAFSON (1957) avec ^{60}Co, trouve une différence dans les plantes au niveau de la quantité absorbée par les deux faces de la feuille : certaines absorbent davantage par la face inférieure, d'autres par la face supérieure ; il ne se trouve cependant pas toujours de corrélation entre l'absorption et le nombre de stomates sur les faces (la face inférieure présentant en général, le plus de stomates). Par contre, l'épaisseur plus grande de la cuticule de la face supérieure pourrait être un facteur limitant l'absorption. WALLIHAN (1956), sur des feuilles de citronniers, n'a point observé (avec ^{65}Zn) de différence dans l'absorption et le transfert quelle que soit la face considérée. Il conclut à l'absence d'absorption préférentielle au niveau des stomates qui, dans ce cas, sont seulement présents sur la face inférieure. NORRIS et BUKOVAC (1968) notent que pour la feuille de poirier, la paroi épidermique de la face inférieure est plus épaisse que celle de la face supérieure (même au niveau des stomates) sans que l'absorption soit pour autant réduite.

Dans leur revue bibliographique, WITTWER et TEUBNER (1959) rappellent les travaux d'ORGELL (1955) qui a suggéré que des fissures et des imperfections dans la cuticule, ou une cuticule formée de petites plaquettes imbriquées et liées entre elles par des substances pectiques, peuvent conduire à une pénétration des substances polaires, d'où le terme de « passage intercuticulaire ». Cet auteur décrit la cuticule comme une membrane échangeuse de cations et lui attribue ainsi des caractéristiques proches de celles d'une membrane amphotère, sélectivement perméable, indiquant la possibilité d'une « pénétration intracuticulaire. » L'adsorption par la cuticule constitue la première étape du processus comprenant ensuite le rôle important des ectodesmates qui sera précisé plus loin. La présence d'une telle cuticule n'élimine, en aucun cas, l'absorption des substances ioniques puisque cette couche se trouve sur tous les poils des racines et sur les parois épidermiques externes des jeunes racines, c'est-à-dire dans des régions à partir desquelles a lieu un transfert maximum.

2. — *Facteurs régissant l'absorption en vue de caractériser le mécanisme*

Certains auteurs tentent de déterminer, parmi les facteurs d'absorption, d'une part ceux qui peuvent modifier le fonctionnement des stomates, et d'autre part ceux qui peuvent agir sur un mécanisme d'adsorption ou sur un échange ionique.

Comme pour l'absorption racinaire, les mécanismes de l'absorption foliaire et les facteurs régissant leurs vitesses varient avec les éléments nutritifs appliqués et les espèces végétales considérées. Pour l'urée, souvent utilisée, le mécanisme primaire est sans doute une diffusion puisqu'elle pénètre et se répartit très rapidement ; de plus, aucune source d'énergie ne semble utile et le coefficient de température Q 10 est voisin de 1. Le mécanisme secondaire (actif) qui peut limiter la vitesse de l'absorption dans quelques espèces peut être une hydrolyse enzymatique à la surface de la feuille par l'uréase. Partant de données cependant limitées concernant l'accumulation (Bukovac *et al.*, 1957), l'irréversibilité, l'influence du pH (Jyung *et al.*, 1964 ; Teubner *et al.*, 1957), la sensibilité aux inhibiteurs (Jyung *et al.*, 1964), les effets de la température (Jyung *et al.*, 1964 ; Teubner *et al.*, 1957), les demandes énergétiques (Jyung *et al.*, 1964), les divers auteurs invoquent soit le processus d'échange (pour Na, K, Ca et Mg), soit l'absorption active (cas de PO_4^{---}, SO_4^{--}, Cl^-, Rb^+). Rutland et Bukovac (1968) se sont intéressés à l'application de Fe sur des végétaux chlorotiques ; ils ont étudié le taux d'absorption de ce cation et mis en évidence l'influence de quelques facteurs ; pour eux, le pH serait le facteur le plus important, l'absorption diminuant pour un pH supérieur à 6.

En 1967, Eddings et Brown ont tenté de déterminer, dans des conditions bien établies, la contribution des stomates à l'absorption foliaire de Fe, et la mobilité en résultant. Leurs expériences ont porté sur quatre plantes (sorgho, tomate et deux variétés de haricots) dont ils immergent les feuilles dans la solution contenant Fe. Ils observent un effet exaltant de la lumière, du mouillant et du sucre, et trouvent une corrélation entre absorption et surface des stomates. La vitesse d'absorption linéaire durant les 40 premières minutes, suivie par une forte décroissance peut évoquer un mécanisme de courant de masse (mass flow) : la forte décroissance de la vitesse pourrait coïncider avec le remplissage total de la chambre sous-stomatique par la solution. Le transfert de Fe à partir d'une feuille traitée est de l'ordre de 25 à 60 p. 100 suivant le végétal, la plus grande partie du fer se trouvant répartie dans la plante dans les 50 heures suivant le traitement. La variation avec l'espèce peut être expliquée par la configuration des stomates et des veines : il existe en effet, des espèces pour lesquelles les stomates sont alignés en rangées longitudinales régulières, parsemées de tissus veineux telles que la distance d'un stomate aux éléments conducteurs n'est jamais grande ; les espèces à larges feuilles ont un système de veines et une distribution au hasard des stomates, aboutissant à des distances « stomate-tissu conducteur », très variables.

Jyung et Wittwer (1964) ont suivi l'absorption de P^{32} et Rb^{86} par des feuilles de haricots ; plusieurs facteurs l'affectent : pH, température, lumière, apports d'inhibiteurs (chloramphénicol, fluorouracil) ; ils concluent à un processus actif métabolique. Pour les feuilles de tabac et de haricots, Jyung *et al.* (1965) ne trouvent pas de corrélation (pour le Rb) entre l'absorption et l'ouverture des stomates ; par contre, cette absorption est liée davantage à la fréquence des stomates et à l'épaisseur de la feuille. D'après Teubner et Wittwer, une cuticule interne (subérine) couvre aussi bien les parois internes des cellules épidermiques de la feuille que les parois des cellules mésophyles des cavités stomatiques ; c'est pourquoi la pénétration par les stomates n'exclut, en aucun cas, la nécessité pour les éléments nutritifs de passer éventuellement à travers une barrière cuticulaire.

La base de l'hypothèse de la pénétration stomatique est donc fragile, si elle ne repose que sur la répartition relative des stomates entre face inférieure et face supérieure et sur la facilité souvent (mais pas toujours) plus grande de pénétration des ions par la face inférieure. Pourtant certains auteurs en acceptent la validité, compte tenu de l'obstacle à la pénétration dans les feuilles que représente la cuticule. Or la présence de la solution dans les stomates et les espaces

intercellulaires n'explique pas la pénétration dans les cellules elles-mêmes. L'existence de la cuticule dans les parois des cellules tapissant ces cavités ne fait que déplacer le problème de franchissement d'une barrière. Avec le nombre de stomates, la « surface interne » de la feuille augmente donc la surface d'absorption, et la dessication des solutions de mouillage diminue. Par contre, certains facteurs, liés à l'existence des stomates et des cavités, peuvent éventuellement limiter l'absorption : remplissage de gaz des chambres stomatiques et des espaces intercellulaires, nature hydrophobique de la cuticule des cellules des stomates réduisant la surface de contact avec les solutions aqueuses par suite de phénomènes de tension superficielle.

C'est pourquoi les difficultés soulevées par l'hypothèse d'une prédominance de l'effet stomatique, et le manque de preuves rigoureuses, ont conduit beaucoup de chercheurs à étudier la structure et la nature de la paroi épidermique des feuilles afin de déterminer le mécanisme de cette absorption et de proposer un type de pénétration dite « intracuticulaire ». En 1967, FRANKE a fait le point de ces recherches, et son travail sert de base à la présente note.

3. — *Rejet du rôle prédominant des stomates et étude de la paroi épidermique des feuilles*

L'étude de ces mécanismes repose sur la recherche des voies de pénétration des solutions depuis la surface de la feuille jusqu'au protoplasme des cellules épidermiques. On peut distinguer dans la paroi externe d'une cellule épidermique trois niveaux différents, de l'extérieur vers l'intérieur, présentant eux-mêmes des différenciations :

— la membrane cuticulaire { cuticule proprement dite / couche cuticulaire

— la paroi cellulosique { paroi primaire / paroi secondaire

— la membrane plasmique ou cytoplasmique.

Les travaux de VAN OVERBEEK en 1956, cités par FRANKE (portant sur l'absorption et le transfert des régulateurs de croissance) s'appuient sur une représentation critique de la paroi externe des cellules épidermiques (fig. 1). Selon cet auteur, trois propriétés de la surface de la

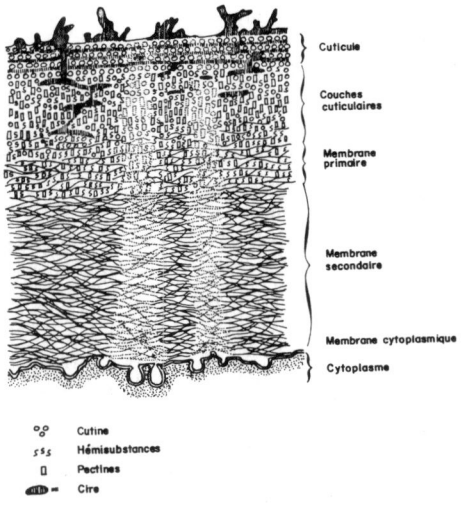


FIG. 1. — *Schéma de la paroi interne des cellules épidermiques d'une feuille*

paroi conditionnent l'angle de contact solution-cuticule, donc l'efficacité de la pénétration après l'aspersion ; ce sont :

— la présence ou l'absence d'un film d'air sous les gouttes,
— la « dureté » de la surface (c'est-à-dire sa structure),
— la nature des groupements chimiques de surface.

a) Le premier niveau à considérer est donc la *membrane cuticulaire*. Cette cuticule, qui couvre la face externe des cellules épidermiques, est en effet constituée par plusieurs couches de cutine entre lesquelles peut s'insérer de la cire. La structure chimique de la cutine est supposée être celle d'un produit de polymérisation et de condensation d'acides gras en C_{18} saturés ou non. Certains auteurs pensent que ces acides gras, combinés par liaisons esters et ponts peroxyde, forment, par polymérisation, des macromolécules constituant un réseau tridimensionnel. Il existe donc des espaces intermoléculaires (comme dans la structure de la cellulose) dont les dimension, ne sont pas bien connues ; de petites molécules peuvent passer, mais aussi des plus grosses (colorantss antibiotiques, etc.). Cette possibilité de passage serait due à un mouvement thermodynamique (peut-être oscillant) autour d'une position moyenne qui modifierait la porosité des films de cire et rendrait alors possible la pénétration de grosses molécules. D'autre part la pénétration est affectée par les forces intermoléculaires et les charges des groupements polaires $\left(-OH\ ;\ -C\begin{matrix}\diagup\!\!\!\!\diagup O \\ \diagdown OH\end{matrix}\right)$ se trouvant à l'intérieur des macromolécules de cutine. De plus, des charges négatives, créant un gradient de polarité de l'extérieur vers l'intérieur, permettraient l'absorption de cations de faibles rayons ioniques tels que Ca^{++} et Mg^{++} qui, neutralisant les charges, faciliteraient le passage de grandes molécules.

Par suite de la présence de cire sur la surface cuticulaire, les groupements lipophyles sont plus nombreux à l'intérieur qu'à l'extérieur de la cuticule ; ceci contribue à créer un gradient de polarité à partir de l'extérieur de la cuticule qui est plus ou moins apolaire, vers l'intérieur des couches cuticulaires et de la paroi cellulaire qui présente une polarité élevée.

La méthode employée pour étudier la pénétration au niveau de la cuticule est d'isoler les membranes (Bowen, 1969 ; Norris *et al.*, 1968 ; Wittwer *et al.*, 1965 ; Yamada *et al.*, 1965, 1966) préalablement examinées au niveau des fissures ou des ponts ; on les place alors entre deux chambres, l'une contenant la solution de la substance à faire pénétrer (ions, sucres,...), l'autre de l'eau pure ; le passage des ions est décelé par mesure de l'augmentation de la conductivité de l'eau pure ou par l'apparition de radioactivité si la substance pénétrante est marquée (à titre de contrôle, on peut utiliser des membranes à dialyse à la place des membranes végétales). A partir de telles études, la pénétrabilité par diffusion au niveau des membranes cuticulaires est confirmée. On note cependant que la capacité d'échange par rapport aux anions est faible, alors qu'elle est forte par rapport aux cations, ce qui est en accord avec la présence de charges négatives.

Les cuticules avec stomates présentent parfois une plus grande perméabilité que les cuticules sans stomates ; une étude au microscope électronique montre que les ouvertures de stomates ne sont pas de vraies perforations mais seulement des « invaginations » de la membrane (Jyung *et al.*, 1964) ; de plus, la cuticule interne de ces chambres stomatiques semble être de même nature que celle des cellules épidermiques. Mais comme ces cuticules internes sont plus minces que la cuticule principale, une plus grande pénétration est possible. La cinétique de l'apparition des substances pénétrant dans le compartiment à eau pure de la chambre de diffusion, montre que le mouvement des ions et des composés organiques se produit par diffusion. La pénétration des ions est déterminée par la nature de la charge, l'adsorbabilité et le rayon ionique. Sur des membranes isolées, la diffusion est parfois plus lente que sur les tissus entiers ; l'urée semble pénétrer par un processus de diffusion alors que les substances liphophiles peuvent pénétrer par un processus de solubilisation : leur absorption est déterminée par leur solubilité et la dimension de leur molécule. Des

couches de cire internes seraient, pour certains végétaux, à l'origine de la régulation du transit des substances dissoutes.

b) Après avoir traversé la cuticule, les substances entrent dans *les couches cellulosiques* constituées par une paroi primaire, formée de pectines et d'hémisubstances et une paroi secondaire différente. Bien que les espaces entre les fibres paraissent suffisamment grands pour permettre une diffusion, il a été constaté que la pénétration se produit au niveau de structures spécialisées telles que les *ectodesmates* qui sont situés dans la paroi secondaire. C'est ainsi que, dans des tissus épidermiques isolés, on a trouvé que la distribution des gouttelettes, excrétées par les parois externes après enrobage du tissu dans de la paraffine, coïncidait avec celle des ectodesmates. De plus, après application de solutions radioactives, les autoradiographies d'épidermes montrent des accumulations de grains d'argent seulement aux endroits des parois où les ectodesmates sont les plus nombreux. Du point de vue de leur nature, les ectodesmates ne sont pas des filaments plasmiques à l'intérieur de la paroi, mais simplement des espaces interfibrilles ou des ensembles d'espaces contenant des produits liquides d'excrétion des protoplastes épidermiques.

c) L'incorporation des substances dans les protoplastes est l'étape ultime de l'absorption et a lieu sur toute la surface de la *membrane plasmique* ou sur des sites particuliers. Cette membrane est sans doute un film bimoléculaire de molécules de lipoprotéines globuleuses étroitement serrées. Les molécules qui sont passées à travers la paroi peuvent d'abord être absorbées à la surface de la membrane plasmique, puis peuvent lui être incorporées selon des processus endoergiques. Ces processus consistent, dans certains cas, en un agrandissement des espaces entre les molécules de lipoprotéines ou en un mouvement des molécules de la membrane qui transportent les substances absorbées dans le cytoplasme, sous la membrane. Cependant ces hypothèses n'ont pas été clairement vérifiées.

D'après Van Overbeek en 1956, la pénétration de la membrane plasmique par les solutions aqueuses, se fait en trois étapes. Il y a tout d'abord entrée dans la membrane par cassure des liaisons hydrogène entre les molécules dissoutes et l'eau, annihilation des forces de Van der Waals et formation entre les molécules de lipides, « d'une cavité » due à l'agitation thermique : l'élément chimique pénètre ainsi dans cette cavité. La deuxième étape consiste en une diffusion à travers la membrane ; ceci entraîne la suppression des forces de Van der walls entre les chaînes d'hydrocarbones, et entre ces chaînes et la molécule diffusante. Enfin, la sortie de la membrane (inverse de la pénétration) est la troisième étape.

La pénétration dans la membrane est lente, continue, et semble d'origine métabolique. L'énergie nécessaire pour une absorption active peut être obtenue à partir du métabolisme respiratoire ou des processus de photosynthèse (comme dans les feuilles vertes). Donc l'absorption pourrait être augmentée, soit par l'oxygène, soit par la lumière et le CO_2. Plusieurs travaux montrent l'influence de la lumière (Jyung *et al.*, 1964, 1965 ; de même, des produits de photosynthèse de haute énergie (succinate, sucre) peuvent soit diminuer, soit augmenter l'absorption de Rb^+ (dans l'obscurité et à la lumière), de la leucine (dans l'obscurité), de PO_4^{---}. Comme dans la respiration et la photosynthèse, des enzymes peuvent jouer un rôle de catalyseurs : si l'on emploie des inhibiteurs d'enzymes, l'absorption active (dépendant de ces métabolismes) peut être réduite ou même stoppée ; ceci a été vérifié dans certaines recherches (Jyung *et al.*, 1964 et 1965), (emploi de chloramphénicol, ribonucléase, fluorouracil, ...). D'autre part, le coefficient de température a des valeurs de 2 à 3 qui sont en faveur d'un mécanisme actif métabolique car pour un phénomène physique de diffusion, ce coefficient n'atteint pas 2.

d) De ces considérations, il ressort que l'ensemble du processus d'absorption englobe trois étapes : en premier lieu, les substances apportées à la surface des feuilles pénètrent dans la cuticule et la paroi cellulosique par diffusion libre ou limitée. En second lieu, ces substances sont absorbées à la surface de la membrane plasmique par certaines formes de liaison, alors qu'en troisième lieu, les substances sont incluses dans le cytoplasme, selon un processus métabolique. Des études de cinétique montrent la présence de plusieurs phases différentes en durée, intensité, et dépendant des espèces, de la nature de l'élément absorbé et de plusieurs autres facteurs. Au

cours des deux premières étapes, les substances sont seulement adsorbées puisqu'elles peuvent être totalement ou partiellement lessivées. Les courbes expérimentales obtenues font apparaître une partie linéaire correspondant aux 2 premiers passages de la pénétration (absorption), puis une partie moins rapide correspondant au processus physiologique d'absorption en tant que phénomène actif.

En conclusion, l'absorption foliaire ne se produirait pas sur toute la surface des feuilles avec la même intensité (SIEGEL *et al.*, 1958) et la pénétration est sans doute localisée dans des sites spéciaux. Toute la complexité de ces phénomènes se retrouve aussi dans le processus de lessivage qui peut se produire par action de l'eau de pluie, des brouillards et de la rosée. TUKEY en 1970 a d'ailleurs rassemblé un certain nombre de résultats obtenus par différents auteurs, en mettant en évidence les difficultés d'interprétation des mécanismes. L'efficacité des techniques culturales mettant en jeu l'absorption foliaire, peut dépendre, dans une large mesure, de l'état d'avancement des recherches en ce domaine.

Reçu pour publication juillet 1974.

SUMMARY

THE MECHANISMS OF LEAF ABSORPTION

Ion penetration of the plant through the leaves can be carried out by agronomists and pathologists and intervene in pollution phenomena.

A knowledge of the basic mechanisms is highly desirable. In this connection several hypotheses have been put forward, the most commonly held being that of penetration by the stomates. A bibliographical study shows that this hypothesis can be compared with that of penetration through the cuticle ; from the epiderm morphology, biochemical data and tissue fragment experiments, an « active absorption » diagram, explaining the differences observed according to the used products can be put forward. The kinetics of this absorption vary greatly and the results obtained for one element are not necessarily available to other elements.

ZUSAMMENFASSUNG

DIE MECHANISMEN DER BLATTABSORPTION

Das Eindringen von Ionen in die Pflanze über die Blätter ist geeignet, bei Agronomen und Pathologen Verwendung zu finden und dürfte bei den Erscheinungen der Verschmutzung ebenfalls eine Rolle spielen.

Die Kenntnis der grundlegenden Mechanismen ist von grossem Interesse. Es wurden denn auch mehrere diesbezügliche Hypothesen aufgestellt ; die allgemein bekannteste ist jene über das Eindringen durch die Spaltöffnungen. Das Studium der Literatur zeigt, dass diese Hypothese jener gegenübergestellt werden kann, wonach Ionen durch die Kutikula hindurch eindringen. Die Morphologie der Epidermis, die biochemischen Gegebenheiten und Versuche mit Gewebestücken erlauben es, eine « aktive Absorption » anzunehmen, die die Unterschiede erklärt, die je nach angewendeten Substanzen beobachtet wurden. Die Kräfteverhältnisse dieser Absorption zeigen grosse Variabilität und die Resultate, für ein Element sind für andere Elemente nicht notwendigerweise anwendbar.

РЕЗЮМЕ

Механизмы листового поглощения (Библиографическая заметка).

Н. СУТИ, Р. ГЕННЕЛОН.

Проникание ионов через лист в растение имеет применение в агрономии и патологии и может играть важную роль в загрязнении.

Знание основных механизмов этого проникания представляет, значит, огромный интерес. Но, существует большое количество гипотез по этому вопросу, и наиболее распространенной из них является гипотеза проникания через устьица. Изучение существующей по этому вопросу библиографии показывает что ее можно противупоставить гипотезе проникания через кутикулу; морфология эпидермиса, биохимические данные и опыты проведенные на фрагментах ткани, позволяют предложить схему « активного поглощения », способную об'яснить различия наблюдавшиеся при применении разных продуктов. Кинетика этого поглощения очень разнообразна и результаты полученные с одними элементами не всегда можно применить к другим.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Bowen J. E., 1969. Absorption of copper, zinc and manganese by sugar cane leaf tissue. *Plant Physiol.*, **44**, 255-261.

Bukovac M. J., Wittwer S. H., 1957. Absorption and mobility of foliar applied nutrients. *Plant Physiol.*, **32**, 428-35.

Eddings J. L., Brown A. L., 1967. Absorption and translocation of foliar applied iron. *Plant Physiol.*, **42**, 15-19.

Franke W., 1967. Mechanisms of foliar penetration of solutions. *Ann. Rev. Plant Physiol.*, **18**, 281-300.

Gustafson F. G., 1957. Comparative absorption of Co^{60} by upper and lower epidermis of leaves. *Plant Physiol.*, **32**, 141-142.

Jyung W. H., Wittwer S. H., 1964. Foliar absorption on active uptake process. *Amer. J. Bot.*, **51** (4), 437-444.

Jyung W. H., Wittwer S. H., Bukovac M. J., 1965. Ion uptake by cells enzymically isolated from green tobacco leaves. *Plant Physiol.*, **40**, 410-14.

Jyung W. H., Wittner S. H., Bukovac M. J., 1965. The role of stomate in the foliar absorption of Rb by leaves of tobacco, bean and tomato. *Proc. Amer. Soc. Hort. Sci.*, **86**, 361-367.

Norris R. F., Bukovac M. J., 1968. Structure of the pear leaf cuticule with special reference to cuticular penetration. *Amer. J. Bot.*, **55** (8), 975-983.

Orgel W. H., 1955. The isolation of plant cuticle with pectin enzymes. *Plant Physiol.*, **30**, 78-80.

Van Overbeek J., 1956. Absorption and translocation of plant regulators. *Ann. Rev. Plant Physiol.*, **7**, 355-72.

Rutland R. B., Bukovac M. J., 1968. Foliar absorption of iron by chrysanthemum as influenced by lime induced chlorosis. *Proc. Amer. Soc. Hort. Sci.*, **93**, 569-575.

Siegel O., Goerke W., 1958. The uptake of zinc and strontium in *Vitis vinifera*. In : *Isotopes in agriculture*. Proceedings of the second united nations international conference on the peaceful uses of atomic energy (Geneve) vol. 27, p. 13.

Teubner F. G., Wittwer S. H., Long W. G., Tukey H. B., 1957. Some factors affecting absorption and transport of foliar applied nutrients as revealed by radioactive isotopes. *Mich. State Univ. Agr. Expt. Sta. Quart. Bull.*, **39**, 398-415.

Tukey H. B. jr, 1970. The leaching of substances from plants. *Ann. Rev. Plant physiology*, **21**, 305-324.

WALLIHAN E. F., HEYMANN-HERSCHBERG L., 1956. Some factors affecting absorption and translocation of Zn in citrus plants. *Plant Physiol.*, **31**, 294-99.

WITTWER S. H., TEUBNER F. G., 1959. Foliar absorption. *Ann. Rev. Plant Physiol.*, **10**, 13-32.

WITTWER S. H., JYUNG W. H., YAMADA Y., BUKOVAC M. J., KANNAN R. S. de, RASMUSSEN H. P., HAILE MARIAM S. N., 1965. Pathways and mechanisms for foliar absorption of mineral nutrients as revealed by radioisotopes. *Symposium on the use of isotopes and radiation in soil-plant nutrition studies*. Vienna.

YAMADA Y., WITTWER S. H., BUKOVAC M. J., 1965. Penetration of organic compounds through isolated cuticular membranes with special reference to C^{14} urea. *Plant Physiol.*, 170-175.

YAMADA Y., RASMUSSEN H. P., BUKOVAC M. J., WITTWER S. H., 1966. Binding sites for inorganic ions and urea on isolated cuticular membrane surfaces. *Amer. J. Bot.*, **53** (2), 170-172.

Ann. agron., 1974, **25** (6), 893-896.

CHRONIQUE DES LIVRES

DUVIGNEAUD (P.). — LA SYNTHÈSE ÉCOLOGIQUE : POPULATIONS, COMMUNAUTÉS, ÉCOSYSTÈMES, BIOSPHÈRE, NOOSPHÈRE. — Paris, Doin, 1974, 326 p.

Le présent ouvrage reprend en partie le texte et l'illustration de la brochure « D 23 » Écosystèmes et Biosphère publiée par P. DUVIGNEAUD en 1962.

Selon le projet initial, la brochure D 23, intitulée : l'Écologie, science moderne de synthèse, devait comporter deux parties : Populations et Communautés, et Écosystèmes et Biosphère dont la seconde seule fut publiée.

Dérivant chronologiquement de ce projet, le présent livre tient compte du développement considérable des problèmes de l'environnement depuis 1962 et offre aux lecteurs une tentative de mise au point plus complète et actuelle de la pensée fondamentale de l'Auteur.

La première partie : Populations et Communautés, entièrement nouvelle, a été contenue en dessous de la place théorique qui lui reviendrait pour laisser à la seconde, consacrée aux Écosystèmes et à la Biosphère une possibilité de développement à la mesure de l'importance majeure qu'à prise depuis 1962 tout ce qui touche à l'environnement.

Aux problèmes de la Biosphère, viennent s'ajouter, en croissance exponentielle, ceux de la Technosphère comme certains l'appellent, c'est-à-dire, ceux d'une Biosphère constamment transformée par l'action humaine. Cette étude se superpose au projet initial en un troisième volet inédit. L'Auteur a conservé le terme de Noosphère proposé dès 1921 par VERNADSKY, car il fait confiance à l'intelligence de l'Homme.

Ainsi conçu et réalisé, le présent ouvrage est un essai de synthèse aussi accessible que possible étant données la diversité et l'étendue des questions traitées.

Tables des matières de l'ouvrage :

Préface.

1. — *Introduction.*

2. — *La Population.*

Définition - Densité et Biomasse - Croissance - Structure - Métabolisme - Relations avec l'espace - Facteurs limitants - Hétérogénéité - Génétique des populations - L'écotype.

3. — *La Communauté.*

Définition - Métabolisme - Structure dans le temps et dans l'espace - Stratification et périodisme - Dynamisme - Coopération ou compétition interspécifique - Niche écologique - La Photosociologie - Les formations climax. Les biomes - La Bioclimatologie.

4. — *L'Écosystème.*

Principes de base et concepts - Bilan d'énergie - Les cycles biogéochimiques - Flux d'énergie et productivité des écosystèmes - L'écosystème en action - Écosystèmes lacustres - La Limnologie - L'écosystème océan (Écologie marine) - L'écosystème forêt - L'écosystème prairie - L'écosystème « Ager ». Le champ de blé - Autres types d'écosystèmes terrestres - Écosystèmes constitués par les sols naturels.

5. — *La Biosphère.*

Définition - Les grands cycles biogéochimiques - Productivité de la biosphère et alimentation humaine - La biosphère, source de bien-être et de richesses - La biosphère, source de dangers - L'homme et ses besoins alimentaires. La faim du monde - La marée montante des populations du globe.

6. — *L'homme moderne face à son environnement.*

L'environnement. La Noosphère - La diminution des ressources naturelles et la baisse du réservoir de vivres - Le spectre de Malthus et les possibilités de la biosphère - Pollution de la biosphère - L'espoir alimentaire des hommes - Problèmes dus à l'encombrement et à la mobilité. L'aménagement du territoire - L'écosystème urbs - Bien-être des hommes et socialisation de la nature.

7. — *Écologie et enseignement.*

Généralités - Enseignements élémentaires et secondaires.

8. — *L'espèce humaine et son avenir.*

Pollutions morales - Pollutions génétiques - Pour une biomédecine de l'environnement (Dubos) - Maintien d'une population humaine optimale - Le choc du futur (Alain Toffler, 1970) - L'avenir et l'écologie.

9. — *Pour conclure.*

Bibliographie - Index - Addenda - Table des matières.

Labeyrie (V.), Ozenda (P.), Biliotti (E.), Bovard (P.), Benard (J.). — Précis général des nuisances. L'écologie contre les nuisances pour la conservation de la nature. — Paris, Guy Le Prat, 1974, 260 p. (Collection Bibliothèque de l'Environnement dirigée par J. A. Ternisien).

Ce sixième volume du Précis général des nuisances est consacré à l'étude des causes, effets et remèdes du problème des nuisances.

Il comprend 5 chapitres :

1. — Labeyrie (V.). L'écologie et l'homme.
2. — Ozenda (P.). Les végétaux et la pollution.
3. — Biliotti (E.). La lutte biologique.
4. — Bovard (P.). La radioécologie.
5. — Benard (J.). A l'abri des nuisances : parcs et réserves.

J. L.

Walter (H.). — Vegetation of the earth, in relation to climate and the eco-physiological conditions. — Berlin, Springer-Verlag, 1973, 237 p. (Heidelberg Science Library, vol. 15).

Cet ouvrage est la traduction anglaise de la seconde édition allemande de « Vegetations zonen und Klima ». Le volume est consacré à l'étude de la végétation terrestre en relation avec le climat.

Les chapitres de cet ouvrage sont les suivants :

Introduction

I. — Forêt sempervirente de zone tropicale pluvieuse
II. — Végétation de zone tropicale à pluies d'été
III. — Zones désertiques et subdésertiques subtropicales
IV. — Sclérophytes des régions à pluies d'hiver
V. — Végétation de la zone tempérée chaude
VI. — Zone némorale ou zone de forêt décidue de climat tempéré
VII. — Végétation de région aride de la zone tempérée
VIII. — Forêts de conifères de la zone boréale
IX. — Zone de toundra arctique
X. — Végétation alpine des régions montagneuses.

J. L.

YARON (B.), DANFORS (E.), VAADIA (Y.) éd. — ARID ZONE IRRIGATION. — Berlin, Springer-Verlag, Ecological Studies nº 5, 1973, 434 p.

Les éditeurs ont choisi, pour cet ouvrage consacré aux problèmes d'irrigation en zone aride, la formule de textes courts et précis (de l'ordre de 10 pages). Le principal écueil, à savoir la dispersion des sujets et l'inégalité du niveau et de l'intérêt des différents articles, semble avoir été évité par une présentation rigoureuse qui permet de maintenir une certaine unité du texte. Par ailleurs, l'ensemble est assez complet. Des articles de synthèse permettent de rappeler brièvement l'essentiel des notions de base, ainsi que de faire le point sur l'évolution récente des travaux en cours sur les différentes questions. Ils sont complétés par des textes plus orientés vers la pratique de l'irrigation, aussi bien pour la conception et le calcul des différents systèmes que pour l'adaptation des techniques aux différentes cultures envisagées. C'est ainsi que des indications pratiques intéressantes sont données sur l'évolution des problèmes spécifiques aux zones arides (irrigation avec les eaux saumâtres ; système d'irrigation goutte à goutte). Le seul reproche que l'on pourrait formuler concerne l'absence de référence aux problèmes d'effet d'oasis, concernant donc l'influence de la dimension des surfaces irriguées, qui sont particulièrement importantes en zone aride.

Il s'agit donc là d'un ouvrage très intéressant pour les différentes personnes concernées par les problèmes d'irrigation, à la fois très complet et très à jour. Il peut être également utile aux agronomes, aux hydrauliciens, aux bioclimatologistes et aux physiologistes, ainsi que le montre la répartition des différents chapitres :

I. — Environnement de la zone aride
II. — Les ressources en eau
III. — Transfert de l'eau dans le contimum sol-plante-atmosphère
IV. — Physio-chimie des sols irrigués. Théorie et application
V. — Mesures permettant le contrôle et la réalisation de l'irrigation
VI. — Salinité et irrigation
VII. — Technologie de l'irrigation
VIII. — Besoins en eau des plantes

DICKINSON (C. H.), PUGH (G. J. F.) ed. — BIOLOGY OF PLANT LITTER DECOMPOSITION. — 2 vol. London, New York, Academic Press, 1974, 288 + 610 p.

Le premier volume de l'ouvrage traitant de la biologie de la décomposition de la litière du sol est consacré à l'étude de la décomposition des divers types de litières. Le second volume traite des organismes intervenant dans le processus de décomposition et de l'influence des diverses conditions de l'environnement.

Les 7 chapitres du volume 1, constituant la première partie de l'ouvrage sont consacrés aux sujets suivants :

— *Première partie :* Types de litières

1. — FRANKLAND (J. C.). Décomposition des litières de plantes inférieures.
2. — BELL (M. K.). Décomposition de la litière herbacée.
3. — JENSEN (V.). Décomposition de la litière des arbres feuillus.
4. — MILLAR (C. S.). Décomposition de la litière des conifères.
5. — KAARIK (A. A.). Décomposition du bois.
6. — WAID (J. S.). Décomposition des racines.
7. — LODHA (B. C.). Décomposition des litières formées par des déjections animales.

Le volume 2 comporte 17 chapitres groupés en 2 parties et consacrés aux thèmes suivants :

— *Deuxième partie :* Les organismes

8. — EKLUND (E.), GYLLENBERG (H. G.). Bactéries.
9. — GOODFELLOW (M.), CROSS (T.). Actinomycètes.
10. — PUGH (G. J. F.). Champignons terrestres.
11. — JONES (E. B. G.). Champignons aquatiques : eaux douces et marines.
12. — STOUT (J. D.). Protozoaires.

13. — Twinn (D. C.). Nématodes.
14. — Lofty (J. R.). Oligochaètes.
15. — Harding (D. J. L.), Stuttard (R. A.). Microarthropodes.
16. — Edwards (C. A.). Macroarthropodes.
17. — Mason (C. F.). Mollusques.
18. — Ladle (M.). Crustacés aquatiques.

— *Troisième partie :* L'environnement

19. — Williams (S. T.), Gray (T. R. G.). Décomposition de la litière à la surface du sol.
20. — Dickinson (C. H.). Décomposition de la litière dans le sol.
21. — Willoughby (L. G.). Décomposition de la litière dans les eaux douces.
22. — Perkins (E. J.). Décomposition de la litière en milieu marin.
23. — Forbes (R. S.). Décomposition des déchets agricoles.
24. — Gray (K. R.), Biddlestone (A. J.). Décomposition des déchets urbains.

L'ouvrage est complété par trois index : auteurs, sujets et systématique.

J. L.

Allison (F. E.). — Soil organic matter and its role in crop production. — Amsterdam, London, New York, Elsevier Scientific Publishing Company, 1973, 637 p. (Developments in soil science 3).

L'ouvrage de F. E. Allison est consacré à la matière organique du sol et à son rôle dans la production des récoltes. Il comporte 30 chapitres regroupés en 7 sections. Le plan de l'ouvrage est le suivant :

Sect. 1. — *Introduction.*

Sect. 2. — *Le sol et les organismes vivants :* formation et caractéristiques des sols minéraux, microflore et faune du sol, racines et micro-organismes.

Sect. 3. — *Formation et nature de la matière organique des sols minéraux :* formation, nature et composition de la matière organique, interaction avec les argiles.

Sect. 4. — *Sources et teneur en azote des sols minéraux :* fixation biologique et non biologique de l'azote, nitrification, appauvrissement en azote des sols.

Sect. 5. — *Fonctions et effets de la matière organique dans les sols minéraux :* source de nutrition, échanges d'ions, agrégation du sol et développement racinaire, conservation de l'eau, source de phytotoxicité, contrôle des maladies des plantes.

Sect. 6. — *Matière organique et pratiques culturales sur des sols minéraux :* matière organique dans le développement de sols agricoles, conservation de la matière organique, engrais verts, utilisation de l'azote, labour, mulchs, cultures sur le sous-sol et sur les terrils miniers, conservation du sol.

Sect. 7. — *Sols organiques :* formation et caractéristiques des tourbières. Utilisation de la tourbe pour la production des récoltes.

J. L.

Ann. agron., 1974, **25** (6).

TABLE DES MATIÈRES DE L'ANNÉE

J.-P. ANDRÉ. — La restitution naturelle du potassium par les urines de bovins. Migration de cet élément dans le sol par effet du lessivage 425

C. BALDY. — Sur le comportement de cultivars de Blé tendre (*Triticum aestivum* L. EM. THELL.) cultivés seuls, ou en association binaires en lignes alternées 61

D. BALLAY, G. CATROUX. — Possibilités de limitation des nuisances et des pollutions dues aux élevages porcins 351

R. BLANCHET, M. BOSC, C. MAERTENS, J. PUECH. — Influence de différents régimes hydriques sur l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par les cultures. II. — Influence de l'humidité du sol et des flux hydriques sur l'absorption des éléments minéraux par les racines 681

R. BLANCHET, M. BOSC, C. MAERTENS, J. R. MARTY. — Influence de différents régimes hydriques sur l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par les cultures. III. — Alimentation minérale des plantes en culture irriguée ou non et répercussions sur la fertilisation 821

J. BLANCHON, R. BURBAU, L. GACHON, F. de MONTARD. — Étude de la valeur fertilisante azotée du lisier de bovins sur une prairie des Monts d'Auvergne. Évolution botanique de la prairie 439

J. BOIFFIN, A. FLEURY. — Quelques conséquences agronomiques du retournement des prairies permanentes 555

R. BONHOMME, C. VARLET GRANCHER, P. ARTIS. — Utilisation de l'énergie solaire par une culture de *Vigna sinensis*. II. — Assimilation nette et accroissement de matière sèche, influence du phototropisme sur la photosynthèse des premières feuilles 49

R. CALVET, Ph. GRAFFIN. — Description mathématique des phénomènes de transport des solutions aqueuses dans les milieux poreux. Mise au point bibliographique 123

G. CATROUX, J. C. GERMON, Ph. GRAFFIN. — L'utilisation du sol comme système épurateur 179

G. CATROUX, J. C. GERMON, F. HEITZ, P. BIDAN. — L'épandage des eaux résiduaires de sucreries 307

J. CHRÉTIEN, J. CONCARET, Colette MÈRE. — Évolution des teneurs en nitrates dans les eaux d'alimentation (Département de l'Yonne) 499

A. CLAIR. — Pollution de la nappe phréatique aquifère profonde par les chlorures à la suite de la mise en service de l'autoroute A-6 dans l'arrière-côte de la Côte-d'Or 483

M. COPPENET. — L'épandage du lisier de porcherie. Ses conséquences agronomiques 403

P. CORNILLON. — Comportement de la tomate en fonction de la température du substrat 753

C. COURPRON. — Pertes en éléments fertilisants dans les sols sableux des Landes soumis à une fertilisation et une irrigation intensives 467

P. CRUIZIAT. — Détermination des pertes en eau subies par les différents organes d'une plante soumise au dessèchement 539

S. CUADRADO, A. BLANCO, BUI HUU TRI. — Étude de la granulation d'un sol sableux en relation avec les espèces fourragères 587

J. DECAU, B. PUJOL. — Effets comparés de l'irrigation et de la fumure azotée sur les productions qualitative et quantitative de Maïs de variétés différentes. III — Qualité protéique et valeur des récoltes 93

R. DURAND. — Estimation du rayonnement global à partir de la durée d'insolation 779

J.-C. GERMON, A. VERGUET. — Description d'un respiromètre électrolytique utilisé pour étudier la biodégradabilité d'effluents apportés au sol 195

Ph. GRAFFIN. — Limites d'utilisation d'un modèle de comportement du sol sous culture irriguée pour simuler le fonctionnement du sol comme système épurateur 157

R. GRAS, A. MORISOT. — Les déchets solides des industries agricoles et alimentaires 231

S. HÉNIN. — Introduction (au numéro spécial « Pollution ») 119

C. JUSTE. — Nouvelle possibilité d'utilisation des vinasses de distillerie en agriculture 339

G. LEFÈVRE. — Deux années d'observations sur l'épandage par aspersion d'eaux résiduaires de féculerie sur sol de limon 267

P. LENCREROT, J. PUECH, J. DECAU. — Rôle de quelques facteurs du milieu dans la production quantitative et qualitative du soja. II. — Influence des conditions écologiques (climat, alimentation azotée et hydrique) sur la production qualitative du grain 837

C. MAERTENS, R. BLANCHET, J. PUECH. — Influence de différents régimes hydriques sur l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par les cultures. I. — Régimes hydriques, systèmes racinaires et modalités d'alimentation en eau 575

A. MORISOT, R. GRAS. — Caractérisation des effluents des industries agricoles et alimentaires 209

A. MORISOT, R. GRAS. — Répercussions agronomiques des épandages d'effluents des industries agricoles et alimentaires 243

J. MULLER. — Épandage par aéro-aspersion des eaux de féculerie. Étude de leur composition. Incidences sur le sol et les eaux de la nappe 289

G. PÉDRO, Sylviane SCHERER. — Essai d'interprétation géochimique de la carte pédologique de France (échelle 1/1 000 000). Caractérisation et répartition des principaux types de milieux pédogéochimiques 25

A. PERRIER, P. ARCHER, A. BLANCO DE PABLOS. — Étude de l'évapotranspiration réelle et maximale de diverses cultures : dispositif et mesures ... 697

J. PUECH, P. LENCREROT, M. HERNANDEZ. — Rôle de quelques facteurs du milieu dans la production quantitative et qualitative du Soja. I. — Croissance, développement et rendement du Soja en culture irriguée ou non 659

J.-C. RÉMY, A. MARIN-LAFLÈCHE. — L'analyse de terre : réalisation d'un programme d'interprétation automatique 607

J. RIVIÈRE. — Évolution de la microflore au cours d'un traitement d'épuration d'eaux urbaines par boues activées 515

J. RIVIÈRE, J. OUDOT, J. JONQUÈRES, G. GATELLIER. — Fixation d'azote atmosphérique par des bactéries utilisant l'hexadécane comme source de carbone et d'énergie 633

J. RIVIÈRE, J.-C. SUBTIL, G. CATROUX. — Étude de l'évolution physico-chimique et microbiologique du lisier de porc pendant le stockage anaérobie 383

M. ROBERT, D. TESSIER. — Méthode de préparation des argiles des sols pour des études minéralogiques 859

C. VALANCOGNE, F. A. DAUDET. — Adaptation de la technique micropsychrométrique à l'enregistrement du potentiel hydrique dans le sol en place : problèmes posés par la température 733

C. VARLET GRANCHER. — Assimilation nette, utilisation de l'eau et microclimat d'un champ de maïs. V. — Quantité et qualité de la lumière solaire réfléchie 797

C. VARLET GRANCHER, R. BONHOMME. — Utilisation de l'énergie solaire par une culture de *Vigna sinensis*. III. — Évolution du rendement énergétique pendant la phase végétative 811

M. VILAIN, J.-P. DRUELLE. — Appréciation d'un état d'aération par l'utilisation de techniques électrochimiques. Principes et observations 1

Courte communication.

P. G. SCHOCH, J. SALETTE. — Variation de la densité stomatique de *Digitaria smutsii* en fonction de la fumure et de l'ombrage 655

Note analytique.

J. C. FARDEAU, G. GUIRAUD. — Utilisation des filtres millipores en chimie du sol : application à la caractérisation des cinétiques de dilution isotopique des ions dans le sol 113

Ginette SIMON-SYLVESTRE. — Influence du mode de dessiccation des échantillons végétaux sur la teneur en soufre total 645

Note bibliographique.

Nicole SOUTY, R. GUENNELON. — Les mécanismes de l'absorption foliaire .. 883

Chronique des Livres 657, 893

Informations 535

CONTENTS

J.-P. André. — Natural restitution of potassium by bovine urine 425

C. Baldy. — Behaviour of soft wheat cultivars (*Triticum aestivum* L. em. thiell.) cultivated alone or in binary association in alternate lines 61

D. Ballay, G. Catroux. — A possibility of limiting the harmful effects and pollution due to pig-farms 351

R. Blanchet, M. Bosc, C. Maertens, J. Puech. — The influence of different hydrous systems on the absorption of water and mineral elements by crops. II. — The influence of soil humidity and hydrous flows on the absorption of mineral elements by roots 681

R. Blanchet, M. Bosc, C. Maertens, J. R. Marty. — The influence of different hydrous systems on the absorption of water and mineral elements by crops. III. — Mineral nutrition of plants under irrigated or non-irrigated cultivation and the consequences on fertilization 821

J. Blanchon, R. Burbau, L. Gachon, F. de Montard. — Study of the nitrogenous fertilisation value of liquid bovine manure on a piece of grass-land in the Auvergne Mountains. Botanical evolution of the piece of grass-land 439

J. Boiffin, A. Fleury. — Some agronomical consequences of turning over permanent grass-land 555

R. Bonhomme, C. Varlet Grancher, P. Artis. — Use of solar radiation by a crop of *Vigna sinensis*. II. — Net assimilation and increase of dry matter : influence of phototropism on photosynthesis of cotyledonar leaves 49

R. Calvet, Ph. Graffin. — Mathematical description of transport of aqueous solutions in porous media 123

G. Catroux, J. C. Germon, Ph. Graffin. — The use of soil as a purifying system 179

G. Catroux, J. C. Germon, F. Heitz, P. Bidan. — The spreading of waste-water from sugar factories 307

J. Chrétien, J. Concaret, Colette Mère. — Evolution of the nitrate content in drinking water (Department of Yonne) 499

A. Clair. — Pollution of the underground water-bearing bed by chloride following the opening of the A-6 motor-way in the arrière-côte of the Côte-d'Or (Department of France) 483

M. Coppenet. — The application of liquid pig manure. Its agronomic effects 403

P. Cornillon. — Behaviour of the tomato in terms of substrate temperature 753

C. Courpron. — Losses of fertilizing elements in the sandy soils of Landes (Department of France) subjected to intensive fertilization and irrigation 467

P. Cruiziat. — Determination of the amounts of water lost by the different

organs of a plant subjected to a water deficit 539
S. CUADRADO, A. BLANCO, BUI HUU TRI. — Study of granulation of a sandy soil in relation to the forage species 587
J. DECAU, B. PUJOL. — Compared effects of irrigation and nitrogenous manuring on the qualitative and quantitative yields of different varieties of Maize. III. — Protein quality and nutritional value of the crops 93
R. DURAND. — Estimation of global radiation from the insolation duration... 779
J. C. GERMON, A. VERGUET. — Description of an electrolytic respirometer used for the study of biodegradability of sewage applied to soil 195
Ph. GRAFFIN. — Limitations of using a simulation model of the soil under irrigated cultivation to simulate the functioning of the soil as a purifying system 157
R. GRAS, A. MORISOT. — Solid waste from the agricultural and food industries 231
S. HÉNIN. — Introduction 119
C. JUSTE. — Another possible use of distiller's mash for agriculture 339
G. LEFÈVRE. — Observations made over a two-year period on the spraying of starch industry process-water onto silt 267
P. LENCREROT, J. PUECH, J. DECAU. — Role of certain factors of the environment in the quantitative and qualitative production of Soya. II. — Effect of ecological conditions (climate, nitrogen and water supply) on the qualitative production of grain 837
C. MAERTENS, R. BLANCHET, J. PUECH. — The influence of different hydrous systems on the absorption of water and mineral elements by crops. I. — Hydrous systems, root systems and modalities of water supply 575
A. MORISOT, R. GRAS. — Typing of the effluents of the agricultural and food industries 209
A. MORISOT, R. GRAS. — Agronomic effects of the land disposal of wastes from the agricultural and food industries 243
J. MULLER. — The spreading of starch industry process-water by aerial spraying. The study of their composition. Influence on the soil and on underground water 289
G. PÉDRO, Sylviane SCHERER. — Tentative of geochemical approach to the pedogeographical map of France (to the scale of 1/1 000 000). Features and distribution of the chief types of pedogeochemical environments ... 25
A. PERRIER, P. ARCHER, A. BLANCO DE PABLOS. — Study of real and maximum evaporation of various crops. Apparatus and measurements 697
J. PUECH, P. LENCREROT, M. HERNANDEZ. — The role of certain factors of the environment in the quantitative and qualitative production of Soya. I. — Growth, development and yield of Soya under irrigated and non-irrigated cultivation 659
J. C. RÉMY, A. MARIN-LAFLÈCHE. — Soil analysis : realization of an automatic interpretation programme 607
J. RIVIÈRE. — Evolution of microflora during purification treatment of

urban water by activated sludge 515

J. Rivière, J. Oudot, J. Jonquères, G. Gatellier. — Atmospheric nitrogen fixation by bacteria using hexadecane as the carbon and energy source . 633

J. Rivière, J.-C. Subtil, G. Catroux. — Research in the physical-chemical and microbiological evolution of liquid pig manure during anaerobic storage 383

M. Robert, D. Tessier. — Method for preparation of soil clays for mineralogical investigations 859

C. Valancogne, F. A. Daudet. — Adaptation of the spanner psychrometer technique to the measuring of water potential in soils under field conditions. Problem raised by temperature 733

C. Varlet Grancher. — Net assimilation, water use and microclimate of a maize canopy. V. — Quantity and quality of the deflected light 797

C. Varlet Grancher, R. Bonhomme. — Use of solar radiation by a crop of *Vigna sinensis*. III. — Efficiency of energy conversion 811

M. Vilain, J.-P. Druelle. — Study of an « aeration state » using electrochemical techniques. Principles and observations 1

Short communication.

P. G. Schoch, J. Salette. — Variation of the stomatal density in *Digitaria smutsii* as related to manure and shade 655

Analytical note.

J. C. Fardeau, G. Guiraud. — Use of millipore filters in soil chemistry : application to the characterization of isotopic dilution kinetics of ions in the soil 113

Ginette Simon-Sylvestre. — Influence of the method of drying plant specimens on the total sulphur content 645

Bibliographical note.

Nicole Souty, R. Guennelon. — The mecanisms of leaf absorption 883

Books reviews 657, 893

Informations 535

RECOMMANDATIONS AUX AUTEURS

Le manuscrit doit être dactylographié sur papier format 21 × 29,7, avec un double interligne, au recto seulement. Chaque page sera numérotée et des feuilles *séparées* seront utilisées pour les références bibliographiques, les tableaux, les légendes des figures et graphiques, etc.

Au début de chaque mémoire, on indiquera : — *le titre du mémoire :* il ne devra pas comporter d'abréviations ni de formules chimiques (sauf pour les isotopes) ; — *le nom des auteurs*, précédé des initiales du prénom pour les hommes, du prénom complet pour les femmes ; — *le nom des techniciens* ayant collaboré à l'étude relatée, précédé de la mention : avec la collaboration technique de... ; — *le nom de l'établissement*, dans lequel ont été effectuées les recherches et son adresse.

Les mémoires seront rédigés, autant que possible, d'après le plan ci-dessous :
a) *résumé* : (250 mots max.) résumé suffisamment précis pour que sa lecture renseigne sur la nature du travail et son importance ; b) *introduction* dans laquelle on indique l'objet des recherches entreprises en relation avec les travaux déjà effectués dans le domaine ; c) *techniques expérimentales et matériel utilisé*, en donnant, sous une forme concise, tous les détails nécessaires pour que le lecteur puisse répéter les expériences ; d) *résultats*, à présenter de la manière la plus brève possible ; e) *discussion et conclusion ;* f) *titre et résumé* anglais ou destiné à être traduit en anglais comportant une analyse *complète* de l'article ; g) *remerciements* pour les collaborations, les fonds, les dons...; h) *références bibliographiques*.

Les travaux originaux en anglais doivent présenter la même composition que les mémoires rédigés en français, mais ils comportent obligatoirement un résumé français *très complet*. Les figures, graphiques, tableaux et photographies seront sous-titrés en français.

Pour les autres documents (notes, mises au point, revues, rapports, etc.), l'auteur devra suivre un plan logique et le mettre en évidence par une titration appropriée.

Les références bibliographiques doivent être citées dans le texte de la manière suivante : (Dupont et Duval, 1954). Lorsque la référence comporte plus de trois auteurs, seul le premier auteur sera mentionné, suivi de *et al.* A la fin de l'article, les références constituant la bibliographie doivent être citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, et par ordre de dates pour un même auteur.

Pour les articles : le (s) nom (s) de (s) auteur (s) suivi (s) des initiales du (des) prénom (s) ; la date de parution de l'article ; le titre de l'article (dans la langue originale pour l'allemand, l'anglais, l'italien, l'espagnol et en français dans tous les autres cas, avec indication entre parenthèses de la langue d'origine, sauf si l'auteur étranger a sous-titré dans l'une des quatre langues mentionnées) ; le titre du périodique en abrégé, selon la *World List of Scientific Periodicals*, ou le *Bulletin Signalétique du C. N. R. S.* ; le volume ; la première et la dernière page de l'article.

Pour les ouvrages : le nom de l'auteur avec les initiales du prénom ; la date de l'édition ; le titre complet de l'ouvrage dans la langue originale, sans abréviations (pour les langues utilisant des alphabets autres que l'alphabet latin, la traduction du titre sera donnée entre parenthèses, avec mention de la langue d'origine) ; le volume ; la première et la dernière page du paragraphe se rapportant aux résultats discutés, et, si l'on cite l'ouvrage en entier, le nombre de volumes et le nombre total de pages ; le numéro de l'édition s'il y en a plusieurs ; le nom de l'éditeur ; le lieu de l'édition. Si l'ouvrage est collectif, on indiquera, en plus, le nom de l'auteur du chapitre cité, les noms des rédacteurs principaux, précédés de la mention « in », le titre de l'ouvrage.

La mention de « communications personnelles » ou « données non publiées » etc. doit être faite entre parenthèses. Lorsque l'auteur a relevé une référence dans une revue d'« Abstracts », le mentionner à la fin de la référence, entre parenthèses.

Les tableaux, dessins, graphiques, cartes, photographies, doivent être fournis à part. Les tableaux et figures doivent faire l'objet de deux numérotations distinctes, en chiffres arabes l'une et l'autre.

Les auteurs peuvent disposer leurs tableaux soit dans le sens de la largeur de la revue, soit dans le sens de la longueur. Dans le sens de la largeur, le total des signes et des espaces disponible est de 100. Dans le sens de la longueur, il est de 155. Les tableaux en longueur, c'est-à-dire ceux pouvant disposer de 155 signes, ne seront admis que s'ils comprennent plus de 8 lignes de chiffres, de manière qu'une page entière de la revue ne soit pas occupée par un tableau très long et très étroit. Les graphiques ne doivent pas faire double emploi avec les tableaux.

Les légendes et les énoncés des graphiques et dessins doivent être dactylographiés sur une même feuille séparée et porter les numéros des figures.

Les graphiques, schémas, cartes, dessins d'appareils seront envoyés soit *à l'état définitif* soit *à l'état de projets*, leur exécution définitive étant confiée au Bureau de Dessin de l'I. N. R. A. Seules deux réductions à l'impression sont admises : *soit* × 0,5, *soit* × 0,25.

Il est rappelé que le format utile des Annales est : 12,5 × 19 cm ; ces dimensions ne doivent pas être dépassées.

Photographies : Il est recommandé de fournir des épreuves bien contrastées sur papier blanc, et de préférence en format 9 × 12. Si les photographies doivent être associées pour constituer des planches, on adoptera les normes suivantes : 2 photos 9 × 12, 4 photos 9 × 5,5, 6 photos 5,5 × 5,5. Dans ce cas, chaque photo devra porter un numéro en chiffres arabes visible après clichage.

Les légendes des photographies doivent être dactylographiées sur une même feuille séparée et porter les numéros des figures.

Il est demandé d'indiquer sur le manuscrit, dans la marge, en regard du texte, l'emplacement souhaité pour les tableaux et figures.

Envoi du manuscrit : M. Chaussidon (Science du Sol) ou M. Hallaire (Bioclimatologie), Centre national de Recherches agronomiques, 78000 Versailles (France), ou M. Gachon (Agronomie), Centre de Recherches de Clermont-Ferrand, 12, avenue de l'Agriculture, 63100 Clermont-Ferrand (France). On demande deux exemplaires.

Correction des épreuves : les épreuves que les auteurs recevront à corriger sont à retourner après correction à la Station de Science du Sol, C. N. R. A., Route de Saint-Cyr, 78000 Versailles (Mme Boniface).

Agronomie.

Le Directeur de la publication: M.-L. CAGNAC

Imprimerie Bussière à Saint-Amand (Cher), France. — 2-1975

Dépôt légal: 1er trimestre 1975. N° d'impression: 1842.